



**Daniela Sofia Oliveira
Dias**

**Avaliação de risco para a saúde humana associado a
partículas inaláveis**



**Daniela Sofia Oliveira
Dias**

**Avaliação de risco para a saúde humana associado a
partículas inaláveis**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica da Doutora Oxana Tchepel, Investigadora Auxiliar do CESAM – Centro de Estudos do Ambiente e do Mar da Universidade de Aveiro.

o júri

presidente

Doutora Ana Isabel Couto Neto da Silva Miranda

professora associada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro
(Directora de Curso)

Doutora Oxana Anatolievna Tchepel

equiparada a investigadora auxiliar do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) da
Universidade de Aveiro (Orientadora)

Doutora Maria da Conceição Machado Alvim Ferraz

professora auxiliar do Departamento de Engenharia Química da Faculdade de Engenharia da
Universidade do Porto

agradecimentos

Gostaria de agradecer em primeiro lugar à Doutora Oxana Tchepel pela orientação ao longo da realização deste trabalho, por todas as críticas, incentivo e motivação que me transmitiu e um muito obrigado pela paciência que demonstrou principalmente nesta fase final.

Aos meus familiares e amigos, e em especial aos meus pais, por todo o apoio, compreensão e paciência que demonstraram ao longo deste período.

Finalmente, a todos aqueles que directa ou indirectamente contribuíram para a realização deste trabalho, cujos nomes não foram mencionados mas sempre estarão presentes.

palavras-chave

Partículas atmosféricas, avaliação de risco, estudos epidemiológicos, avaliação da exposição, efeitos na saúde.

resumo

A qualidade do ar melhorou consideravelmente nos últimos anos. No entanto, estudos científicos têm confirmado que a exposição humana à poluição atmosférica aos níveis actuais conduz a um conjunto de efeitos adversos consideráveis sobre a saúde pública, destacando-se as partículas atmosféricas como um dos poluentes que tem assumido ultimamente maior importância.

No presente estudo, foi efectuada a avaliação de risco para a saúde humana associado à exposição, a curto e longo prazo, a partículas inaláveis (PM_{10} e $PM_{2.5}$). A sua quantificação baseou-se na metodologia desenvolvida pela Organização Mundial de Saúde, nomeadamente o software AirQ, e o modelo PSAS-9 desenvolvido pelo French Surveillance System on Air Pollution and Health. A Área Metropolitana de Lisboa e a Área Metropolitana de Porto foram seleccionadas como caso de estudo para a aplicação da metodologia de quantificação de risco, exigindo o conhecimento prévio de dados de monitorização da qualidade do ar, população exposta, indicadores de saúde, e relação quantitativa entre a exposição e efeitos na saúde.

No âmbito desta avaliação foram contemplados diferentes cenários de redução de concentração de partículas na atmosfera com o objectivo de analisar os benefícios para a saúde humana que seriam conduzidos pela sua implementação. A avaliação de risco apresenta-se expressa através de diferentes parâmetros quantitativos, designadamente número de casos atribuíveis, anos de vida perdidos, risco relativo e ganhos na esperança de vida. Os resultados obtidos para as ambas áreas metropolitanas foram comparados com o estudo europeu APHEIS, demonstrando que a magnitude das potenciais reduções obtidas na presente avaliação apresentam a mesma ordem de grandeza que as estimadas por esse projecto para as diferentes cidades Europeias.

keywords

Particulate matter, risk assessment, epidemiologic studies, exposure assessment, health effects.

abstract

Air quality has improved considerably in recent years. However, scientific studies have confirmed that human exposure to air pollution at current levels leads to a number of significant adverse effects on public health, highlighting the particulate matter as one of pollutants that has lately assumed greater importance.

In this study, was made the risk assessment to human health associated with exposure in the short and long term to the inhalable particulates (PM_{10} and $PM_{2.5}$). Their quantification was based on the methodology developed by the World Health Organization, including the software AirQ, and PSAS-9 model which was developed by the French Surveillance System on Air Pollution and Health. The Lisbon Metropolitan Area and Porto Metropolitan Area, were selected as case study for applying the methodology for quantification of risk, requiring the prior knowledge of data for monitoring air quality, population exposed, health indicators, and quantitative relationship between the exposure and health effects.

Under this assessment were covered various scenarios for reducing the concentration of particles in the atmosphere to discuss the benefits to human health that would be driven by its implementation. The risk assessment appears to be expressed through various quantitative parameters, including number of cases attributable, years of life lost, relative risk and gains in life expectancy. The results for both metropolitan areas were compared with the APHEIS European study, showing that the magnitude of potential reductions achieved in this evaluation have the same magnitude as those estimated by the draft for the different European cities.

Índice

1. Introdução	1-1
2. Revisão Bibliográfica	2-1
2.1. Propriedades das partículas atmosféricas	2-1
2.1.1. Origem, formação e classificação das partículas.....	2-1
2.1.2. Composição química das partículas atmosféricas	2-4
2.1.3. Processos de remoção das partículas e tempo de residência.....	2-7
2.2. Efeito das partículas atmosféricas na saúde humana.....	2-9
2.3. Avaliação de risco para a saúde humana	2-14
2.3.1. Identificação do perigo e avaliação dose-resposta	2-16
2.3.1.1. Estudos epidemiológicos sobre os efeitos da exposição a PM ..	2-18
2.3.2. Avaliação da exposição humana	2-23
2.3.3. Caracterização do risco	2-28
2.4. Quantificação do risco - Metodologias	2-31
2.4.1. Metodologia utilizada pela US EPA	2-32
2.4.2. Metodologia desenvolvida pela OMS.....	2-33
2.4.3. Metodologia utilizada no projecto APHEIS	2-38
2.5. Legislação nacional e comunitária	2-42
3. Caso de Estudo.....	3-1
3.1. Caracterização da escala temporal e área de estudo.....	3-1
3.1.1. Área Metropolitana de Lisboa	3-2
3.1.2. Área Metropolitana do Porto	3-11
3.2. Quantificação do Risco	3-19
3.2.1. Aplicação do software PSAS-9	3-20
3.2.2. Aplicação do módulo “tabelas de vida” do software AirQ 2.2.....	3-31
3.3. Resultados	3-39
3.3.1. PM ₁₀ : Avaliação do risco associado à exposição de curto prazo e curto prazo cumulativo.....	3-39
3.3.2. Avaliação do risco associado à exposição a longo prazo	3-44
3.3.3. Comparação com o estudo Apheis-3.....	3-54
4. Considerações finais.....	4-1
5. Bibliografia	5-1

Índice dos anexos

ANEXO I	I-2
Tabela I. 1 – Estudos epidemiológicos e respectivas estimativas de risco relativo considerados na quantificação de risco pela US EPA	2
Tabela I. 2 – Estudos considerados para o cálculo de EBD por mortalidade respiratória em crianças com idade inferior a 5 anos pela OMS	3
Tabela I. 3 – Estudos epidemiológicos seleccionados e estimativas de risco relativo associados à exposição a curto prazo e curto prazo cumulativo na avaliação de risco na saúde do projecto APHEIS	4
Tabela I. 4 – Estudos epidemiológicos seleccionados e estimativas de risco relativo associados à exposição a longo prazo cumulativo na avaliação de risco na saúde do projecto APHEIS	5
ANEXO II	II-6
Gráfico II. 1 – PM ₁₀ : Impacto na saúde a curto prazo (1, 2 dias) e curto prazo cumulativo (40 dias) sobre todas as causas de mortalidade (CID 10: A00-R99). Reduções para 50 µg.m ⁻³	6
Gráfico II. 2 – PM ₁₀ : Impacto na saúde a longo prazo (1 ano) sobre todas as causas internas de mortalidade (CID 10: A00-R99). Reduções para 40 µg.m ⁻³ [APHEIS, 2004].	6
Gráfico II. 3 – PM ₁₀ : Impacto na saúde a curto prazo (1, 2 dias) e curto prazo cumulativo (40 dias) e longo prazo sobre todas as causas internas de mortalidade (CID 10: A00-R99). Reduções para 20 µg.m ⁻³	7
Gráfico II. 4 – PM ₁₀ : Impacto na saúde a curto prazo (1, 2 dias) e curto prazo cumulativo (40 dias) sobre mortalidade cardiovascular (CID 10: I00-I99). Reduções para 50 µg.m ⁻³	7
Gráfico II. 5 – PM ₁₀ : Impacto na saúde a curto prazo (1,2 dias) e curto prazo cumulativo (40 dias) sobre a mortalidade respiratória (CID 10: J00-J99). Reduções para 50 µg.m ⁻³	8
Gráfico II. 6 – PM _{2,5} : Impacto na saúde a longo prazo sobre a mortalidade por todas as causas (CID 10: A00-Y98). Reduções para 20 e 15 µg.m ⁻³	8
Gráfico II. 7 – PM _{2,5} : Anos de vida perdidos devido a mortalidade por todas as causas (CID 10: A00-Y98) para indivíduos > 30 anos de idade. Reduções para 20 e 15 µg.m ⁻³	9
Gráfico II. 8 – PM _{2,5} : Número de anos ganhos esperados na esperança de vida de indivíduos com idade de 30 anos se os níveis anuais de PM _{2,5} não excedessem a concentração de 15 µg.m ⁻³	9
Gráfico II. 9 – PM _{2,5} : Impacto na saúde a longo prazo sobre a mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34). Reduções para 20 e 15 µg.m ⁻³	10
Gráfico II. 10 – PM _{2,5} : Anos de vida perdidos devido a mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34) para indivíduos > 30 anos de idade. Reduções para 20 e 15 µg.m ⁻³	10
ANEXO III	III-11
Tabela III. 1– Distribuição da população residente por faixa etária e percentagem da população total por municípios da AML no ano de 2004	11
Tabela III. 2 – Óbitos e Taxas de Mortalidade (óbitos/100000 habitantes) por faixa etária no distrito de Lisboa e Setúbal, no ano de 2004	12
Tabela III. 3 – Distribuição da população residente por faixa etária e percentagem da população total por municípios da AMP no ano de 2004	12
Tabela III. 4 – Óbitos e Taxas de Mortalidade (óbitos/100000 habitantes) por faixa etária no distrito de Aveiro e Porto, no ano de 2004	13

ANEXO IV	IV-14
Tabela IV. 1 – Matriz origem/destino dos movimentos casa-trabalho ou casa-escola na AML em 2001	14
Tabela IV. 2 – Matriz origem/destino dos movimentos casa-trabalho ou casa-escola na AMP em 2001	15
 ANEXO V	 V-16
Tabela V. 1 – Risco associado à exposição a curto prazo (1, 2 dias e até 40 dias) a PM ₁₀ na AML para o indicador mortalidade por todas as causas internas (CID 10: A00-R99), em número de casos atribuíveis, no ano de 2004.	16
Tabela V. 2 – Risco associado à exposição a curto prazo (1, 2 dias e até 40 dias) a PM ₁₀ na AMP para o indicador mortalidade por todas as causas internas (CID 10: A00-R99), em número de casos atribuíveis, no ano de 2004.	17
Tabela V. 3 – Risco associado à exposição a curto prazo (1, 2 dias e até 40 dias) a PM ₁₀ na AML para o indicador mortalidade cardiovascular (CID 10: I00-I99), em número de casos atribuíveis, no ano de 2004.	17
Tabela V. 4 – Risco associado à exposição a curto prazo (1, 2 dias e até 40 dias) a PM ₁₀ na AMP para o indicador mortalidade cardiovascular (CID 10: I00-I99), em número de casos atribuíveis, no ano de 2004.	18
Tabela V. 5 – Risco associado à exposição a curto prazo (1, 2 dias e até 40 dias) a PM ₁₀ na AML para o indicador mortalidade respiratória (CID 10: J00-J99), em número de casos atribuíveis, no ano de 2004.	18
Tabela V. 6 – Risco associado à exposição a curto prazo (1, 2 dias e até 40 dias) a PM ₁₀ na AMP para o indicador mortalidade respiratória (CID 10: J00- J99), em número de casos atribuíveis, no ano de 2004.	19
Tabela V. 7– Risco associado à exposição a longo prazo a PM ₁₀ na AML para o indicador mortalidade por todas as causas internas (CID 10: A00-R99), em número de casos atribuíveis e risco relativo, no ano de 2004.	19
Tabela V. 8 – Risco associado à exposição a longo prazo a PM ₁₀ na AMP para o indicador mortalidade por todas as causas internas (CID 10: A00-R99), em número de casos atribuíveis e risco relativo, no ano de 2004.	20
Tabela V. 9 – Risco associado à exposição a longo prazo a PM _{2,5} na AML para o indicador mortalidade por todas as causas (CID 10: A00-Y98), em número de casos atribuíveis e risco relativo, no ano de 2004.	20
Tabela V. 10 – Risco associado à exposição a longo prazo a PM _{2,5} na AMP para o indicador mortalidade por todas as causas (CID 10: A00-Y98), em número de casos atribuíveis e risco relativo, no ano de 2004.	21
Tabela V. 11 – Risco associado à exposição a longo prazo a PM _{2,5} na AML para o indicador mortalidade por todas as causas (CID 10: A00-Y98), em YoLL e YoLL/100 000 habitantes, para idades superiores a 30 anos, no ano de 2004.	21
Tabela V. 12 – Risco associado à exposição a longo prazo a PM _{2,5} na AMP para o indicador mortalidade por todas as causas (CID 10: A00-Y98), em YoLL e YoLL/100 000 habitantes, para idades superiores a 30 anos, no ano de 2004.	22
Tabela V. 13 – Esperança de vida e seu possível aumento associado à redução da concentração média anual de PM _{2,5} na AML para o indicador mortalidade por todas as causas (CID 10: A00-Y98), no ano de 2004.	22
Tabela V. 14 – Esperança de vida e seu possível aumento associado à redução da concentração média anual de PM _{2,5} na AMP para o indicador mortalidade por todas as causas (CID 10: A00-Y98), no ano de 2004.	23
Tabela V. 15 – Risco associado à exposição a longo prazo a PM _{2,5} na AML para o indicador mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34), em número de casos atribuíveis e risco relativo, no ano de 2004.	23

Tabela V. 16 – Risco associado à exposição a longo prazo a $PM_{2,5}$ na AMP para o indicador mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34), em número de casos atribuíveis e risco relativo, no ano de 2004.....	24
Tabela V. 17– Risco associado à exposição a longo prazo a $PM_{2,5}$ na AML para o indicador mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34), em YoLL e YoLL/100 000 habitantes, para idades superiores a 30 anos, no ano de 2004.	24
Tabela V. 18 – Risco associado à exposição a longo prazo a $PM_{2,5}$ na AMP para o indicador mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34), em YoLL e YoLL/100 000 habitantes, para idades superiores a 30 anos, no ano de 2004.	25
Tabela V. 19 – Esperança de vida e seu possível aumento associado à redução da concentração média anual de $PM_{2,5}$ na AML para o indicador mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34), no ano de 2004.....	25
Tabela V. 20 – Esperança de vida e seu possível aumento associado à redução da concentração média anual de $PM_{2,5}$ na AMP para o indicador mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34), no ano de 2004.....	26

Índice de figuras

Figura 1 – Episódio de nevoeiro de Londres, 1952	1-2
Figura 2 – Representação esquemática da distribuição por tamanhos das partículas na atmosfera, as principais fontes e os principais processos de remoção.....	2-3
Figura 3 – Distribuição dos principais componentes químicos dos aerossóis atmosféricos numa cidade Europeia.	2-6
Figura 4 – Tempo de residência das partículas atmosféricas em função do tamanho e altitude	2-8
Figura 5 – Tamanho de partículas atmosféricas associado com os seus efeitos na saúde.	2-9
Figura 6 – Probabilidade de deposição das partículas inaláveis no tracto respiratório, de acordo com a sua dimensão	2-11
Figura 7 – Pirâmide dos efeitos para a saúde associados às partículas atmosféricas.	2-12
Figura 8 – Elementos de avaliação de risco	2-16
Figura 9 – Risco relativo de mortalidade determinado pela meta-análise da OMS a partir de estudos epidemiológicos, por aumento de concentração de $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ de PM_{10} e $\text{PM}_{2,5}$, ozono e fumo negro (BS)	2-20
Figura 10 – Risco relativo para mortalidade por doenças cardiovasculares e outras relacionadas associado a um aumento de $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ de $\text{PM}_{2,5}$ obtido por alguns dos estudos seleccionados.....	2-23
Figura 11 – O paradigma da saúde ambiental e a sua relação com a avaliação de risco	2-30
Figura 12 – Modelo para determinar o número de casos atribuíveis à poluição atmosférica .	2-41
Figura 13 – Localização geográfica da área de estudo.	3-2
Figura 14 – Localização geográfica das estações de monitorização de partículas atmosféricas na AML, no ano de 2004.	3-6
Figura 15 – Principais iterações diárias da população empregada em 2001 na AML.....	3-10
Figura 16 – Localização geográfica das estações de monitorização de partículas atmosféricas na AMP, no ano de 2004.....	3-14
Figura 17 – Principais interações diárias da população empregada em 2001 na AMP.	3-18
Figura 18 – Representação esquemática da metodologia aplicada.	3-20
Figura 19- Menu dos dados de entrada do modelo PSAS-9.	3-25
Figura 20 – Introdução dos RR relativos no modelo PSAS-9.	3-26
Figura 21 – Estrutura de apresentação dos resultados obtidos pelo modelo PSAS-9.	3-31
Figura 22 – Menu de introdução de alguns dados de entrada do modelo AirQ.	3-32
Figura 23 – Introdução dos valores dos riscos relativos no modelo AirQ para os diferentes indicadores de saúde considerados.....	3-34
Figura 24 – Estrutura de apresentação dos resultados obtidos pelo módulo “tabelas de vida” do modelo AirQ.....	3-38
Figura 25 – Risco associado à exposição a curto prazo (1,2 dias e até 40 dias) a PM_{10} na AML e AMP para o indicador mortalidade por todas as causas internas (CID 10: A00-R99), em número de casos atribuíveis, no ano de 2004.	3-40

Índice de tabelas

Tabela 1 – Concentração em massa e composição de aerossóis em diferentes regiões.....	2-6
Tabela 2 – Efeitos da exposição a partículas atmosféricas, a curto e a longo prazo.....	2-13
Tabela 3 – Diferentes aspectos do contacto entre as pessoas e a poluição que são potencialmente importantes na análise da exposição	2-24
Tabela 4 – Indicadores de saúde e funções de risco recomendadas para o cálculo de EBD pela OMS	2-37
Tabela 5 – Valores-limite para as partículas em suspensão atmosféricas estabelecidos no Decreto-Lei nº 111/2002, de 16 de Abril.	2-43
Tabela 6 – Classificação das estações de monitorização existentes na AML, por tipo de ambiente, influência e poluente monitorizado, e respectiva taxa de recolha de dados, no ano de 2004.....	3-7
Tabela 7 – Classificação das estações de monitorização existentes na AMP, por tipo de ambiente, influência e poluente monitorizado e respectiva taxa de recolha de dados, no ano de 2004.....	3-15
Tabela 8 – Dados de entrada correspondentes a cada AM necessários para quantificação do risco para a saúde associado à exposição a curto prazo a PM ₁₀	3-27
Tabela 9 – Dados de entrada correspondentes a cada AM necessários para quantificação do risco para a saúde associado à exposição a longo prazo a PM ₁₀ e PM _{2,5}	3-27
Tabela 10 – Dados de entrada do programa AirQ, correspondentes a cada AM, necessários para quantificação do risco para a saúde associado à exposição a longo prazo a PM _{2,5} , para o ano 2004.....	3-35
Tabela 11 – Síntese dos resultados obtidos para a AMP e AML e os obtidos pelo estudo Apheis-3 em termos de potenciais reduções em número de mortes "prematuras" e taxas por 100 000 indivíduos, para as fracções PM _{2,5} e PM ₁₀	3-54
Tabela 12 – Síntese dos resultados obtidos para a AMP e AML e os obtidos pelo estudo Apheis-3 em termos YoLL por 100 000 indivíduos, para as fracção PM _{2,5}	3-55
Tabela 13 – Síntese dos resultados obtidos para a AMP e AML e os obtidos pelo estudo Apheis-3 em termos de número de anos ganhos na esperança de vida de indivíduos com idade de 30 anos, para as fracção PM _{2,5}	3-56

Índice de gráficos

Gráfico 1 – População residente por município e distrito da AML, por faixa etária, no ano de 2004.....	3-3
Gráfico 2 – Taxas de mortalidade por indicador na saúde para os distritos da AML no ano de 2004.....	3-4
Gráfico 3 – Concentrações médias anuais, mínimas e máximas, e percentis 5 e 95 de PM ₁₀ , monitorizadas pelas estações da AML no ano de 2004, e valores-limite legislados.....	3-8
Gráfico 4 – Concentrações médias anuais, mínimas e máximas, e percentis 5 e 95 de PM _{2,5} , monitorizadas pelas estações da AML no ano de 2004.	3-9
Gráfico 5 – População residente por município e distrito da AMP, por faixa etária, no ano de 2004.....	3-12
Gráfico 6 – Taxas de mortalidade por indicador na saúde para os distritos constituintes da AMP no ano de 2004.	3-13
Gráfico 7 – Concentrações médias anuais, mínimas e máximas, e percentis 5 e 95 de PM ₁₀ , das estações da AMP no ano de 2004 e valores-limite legislados.....	3-16
Gráfico 8 – Concentrações médias anuais de PM _{2,5} , mínimas e máximas, e percentis 5 e 95 de PM _{2,5} , monitorizadas pela estação de Vermoim, no ano de 2004.	3-17
Gráfico 9 – Variação das concentrações médias diárias de PM ₁₀ monitorizadas, na AML, por todas as estações válidas, estações do tipo fundo e estações do tipo tráfego consideradas, no ano de 2004.....	3-23
Gráfico 10 – Variação das concentrações médias diárias de PM _{2,5} monitorizadas, na AML, por todas as estações válidas, estações do tipo fundo e estações do tipo tráfego consideradas, no ano de 2004.....	3-24
Gráfico 11 – Variação das concentrações médias diárias de PM ₁₀ monitorizadas, na AMP, por todas as estações válidas, estações do tipo fundo e estações do tipo tráfego consideradas, no ano de 2004.....	3-24
Gráfico 12 – Variação das concentrações médias diárias de PM _{2,5} monitorizadas pela estação de monitorização de Vermoim, no ano de 2004.	3-25
Gráfico 13 – Risco associado à exposição a curto prazo (1, 2 dias e até 40 dias) a PM ₁₀ na AML e AMP para o indicador mortalidade cardiovascular (CID 10: I00-I99), em número de casos atribuíveis, no ano de 2004.	3-42
Gráfico 14 – Risco associado à exposição a curto prazo (1, 2 dias e até 40 dias) a PM ₁₀ na AML e AMP para o indicador mortalidade respiratória (CID 10: J00-J99), em número de casos atribuíveis, no ano de 2004.	3-43
Gráfico 15 – Risco associado à exposição a longo prazo a PM ₁₀ na AML e AMP para o indicador mortalidade por todas as causas internas, em número de casos atribuíveis, no ano de 2004.....	3-45
Gráfico 16 – Risco associado à exposição a longo prazo a PM _{2,5} na AML e AMP para o indicador mortalidade por todas as causas, em número de casos atribuíveis, no ano de 2004... ..	3-48
Gráfico 17 – Risco para a saúde da população da AML e da AMP associado à exposição a longo prazo a PM _{2,5} , no ano de 2004, para o indicador mortalidade por todas as causas, em YoLL/100 000 habitantes.	3-49
Gráfico 18 – Esperança de vida para indivíduos com idade de 30 anos e seu possível aumento associado à redução da concentração média anual de PM _{2,5} na AML , no ano de 2004.	3-50
Gráfico 19 – Risco para a saúde da população da AML e da AMP associado à exposição a longo prazo a PM _{2,5} , no ano de 2004, para indicador mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34), em número de casos atribuíveis.....	3-51

Gráfico 20 – Risco para a saúde da população da AML e da AMP associado à exposição a longo prazo a $PM_{2,5}$, no ano de 2004, para o indicador mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34), em YoLL/100 000 habitantes.....	3-52
Gráfico 21 – Esperança de vida para indivíduos com idade de 30 anos e seu possível aumento associado à redução da concentração média anual de $PM_{2,5}$ na AML e AMP, para no ano de 2004.....	3-53

Nomenclatura

ACS – American Cancer Society
AirQ – Air quality health impact assessment
AM – Área Metropolitana
AML - Área Metropolitana de Lisboa
AMP – Área Metropolitana do Porto
AP - Attributable Proportion
APA – Agência Portuguesa do Ambiente
APHEIS – Air Pollution and Health: a European Approach
BoD – Burden of Disease
BS – Black Smoke
DGS – Direcção Geral de Saúde
EBD – Environmental Burden of Disease
ELRganha – Anos ganhos na esperança de vida
CCDR – Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regional
CR – Concentração-Resposta
RR – Risco Relativo
HEI – Health Effects Institute
h_mediaanual – Taxa de risco, dada a partir da distribuição da idade da população
h_referência – Taxa de risco associada ao nível de referência de poluição atmosférica
IC – Intervalo de Confiança
INE – Instituto Nacional de Estatística
NA – Número de Casos Atribuíveis
NMMAPS - National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study
NO₂ – Dióxido de Azoto
NO_x – Óxidos de Azoto
O₃ – Ozono
OMS – Organização Mundial de Saúde
p(c) - proporção da população na categoria de exposição c
Pb – Chumbo
PM – Particulate Matter
PM₁₀ – Partículas em Suspensão com diâmetro inferior a 10 µm
PM_{2,5} – Partículas em Suspensão com diâmetro inferior a 2,5 µm
PTS – Partículas Totais em Suspensão
SO₂ – Dióxido de Enxofre
US EPA - United States Environmental Protection Agency
US NRC - United States National Research Council
YoL – Anos de Vida
YoLL – Anos de vida perdidos
X – Concentração actual
X₀ – Concentração de referência (fundo ou “alvo”)
x_mediaanual – Concentração média anual
x_referência – Concentração de referência
 β – Coeficiente de risco

1. Introdução

A composição química da atmosfera actual difere consideravelmente da composição química da atmosfera natural, como existiu na época pré-industrial. Isto significa que, neste momento, não existe nenhum local na Terra em que exista “ar natural”, que também pode ser considerado ar limpo [Zannetti, 2003].

O problema da poluição do ar não é recente. Antes da Revolução Industrial que se iniciou no século XVIII com o aparecimento da máquina a vapor, as principais indústrias associadas à produção de poluição atmosférica eram metalúrgicas, cerâmicas e preservação de produtos animais, enquanto no século XIX o problema predominante resultava dos fumos e cinzas provenientes da queima de carvão. Desde a primeira metade do século XX, a poluição atmosférica tem-se apresentado como um grave problema nos centros urbanos industrializados, com a presença cada vez maior dos automóveis, que vieram associar-se às indústrias, como fontes poluidoras.

Há muito tempo o problema da poluição atmosférica deixou de ser um problema ambiental passando a integrar também problemas de saúde, em que a par dos episódios de poluição excessiva que começaram a surgir, um aumento significativo do número de mortes em algumas cidades da Europa e Estados Unidos começou a ser observado.

Em 1930, no vale de Meuse, localizado entre as cidades de Huy e Liège, na Bélgica, ocorreu um dos primeiros episódios de poluição atmosférica documentado. Esta região apresenta grande concentração de indústrias (siderúrgicas, metalúrgicas, indústrias de cerâmica e vidro, minas de carvão, fábricas de pólvora, de ácido sulfúrico e de adubos), que utilizavam fornos a carvão como fonte de energia. Nos cinco primeiros dias do mês de Dezembro, sob condições meteorológicas desfavoráveis, ausência de vento e de chuva, ocorreu grande acumulação dos poluentes no ar, sendo registado um aumento do número de doenças respiratórias e 60 mortes, 10 vezes mais que a média habitual [Firket, 1931].

Porém, o mais conhecido e grave dos episódios de poluição do ar verificou-se em Dezembro de 1952, em Londres. Um episódio de inversão térmica impediu a dispersão dos poluentes, formando-se uma nuvem sobre a cidade composta principalmente por matéria particulada e enxofre, durante 3 dias. Os registos de mortalidade evidenciaram que o número de mortes aumentou apresentando um padrão muito semelhante com as medições de poluição (figura 1). Estimou-se que ocorreram cerca de 4000 mortes extra ao longo de 3 a 4 dias. Estes foram os

primeiros dados quantitativos de exposição à poluição do ar com ligação para um resultado negativo na saúde [US EPA, 2003].

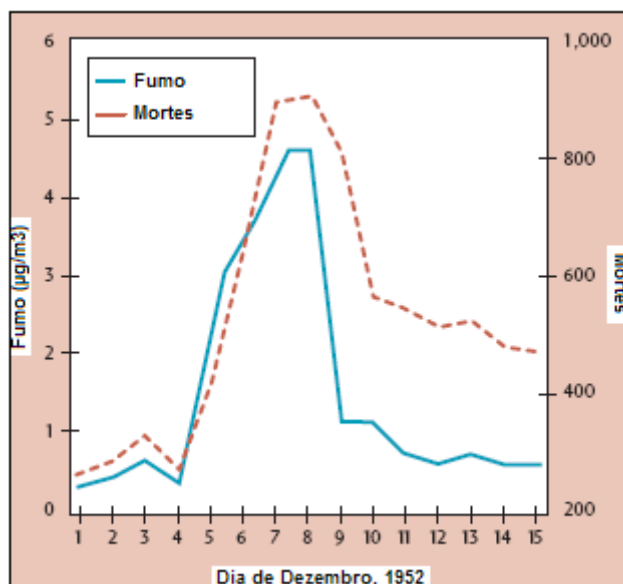


Figura 1 – Episódio de nevoeiro de Londres, 1952 [Dockery et al., 1997].

Todos os desastres ocorridos na Europa e nos Estados Unidos despertaram a atenção das autoridades e investigadores, que passaram a estudar esses fenómenos na tentativa de identificar os agentes responsáveis e estabelecer controlo sobre a emissão de agentes poluidores do ar.

Somente na década de 1960, os Estados Unidos estabeleceram padrões de qualidade do ar, especificando os seis poluentes atmosféricos que seriam controlados, sendo estes a matéria particulada com diâmetro menor ou igual a 10 µm (PM₁₀), dióxido de enxofre (SO₂), monóxido de carbono (CO), dióxido de azoto (NO₂), ozono (O₃) e chumbo (Pb). A fim de realizar esse controlo, criou-se a Agência de Protecção Ambiental norte-americana (*U.S. Environmental Protection Agency - US EPA*). Várias medidas de controlo foram então implantadas, visando não só atingir as fontes de emissão móveis, como também as estacionárias.

Vários estudos epidemiológicos¹ e experimentais contribuíram consideravelmente para a implantação desse controlo, bem como para a elaboração de manuais de orientação. Porém, ainda que aprimoradas ao longo dos anos, tais medidas não foram suficientes. Em 1991, aproximadamente oitenta e sete milhões de pessoas nos Estados Unidos permaneciam expostas a níveis superiores aos padrões de qualidade do ar estabelecidos pela legislação.

¹ Epidemiologia é uma ciência que estuda quantitativamente a distribuição dos fenómenos de saúde/doença, e os seus factores condicionantes e determinantes, nas populações humanas.

A evidente necessidade de reduzir a emissão de poluentes atmosféricos deu origem, em 1970 nos Estados Unidos da América, à primeira legislação, à escala nacional: o *Clean Air Act*, uma série de medidas visando o controlo dos níveis ambientais de poluição. A nível europeu, em 1987, foi ainda publicada a primeira edição das “*Air Quality Guidelines for Europe*”. Estas directrizes tinham como objectivo fornecer uma base para a protecção da saúde pública dos efeitos adversos dos poluentes do ar, para eliminar ou reduzir a exposição a poluentes atmosféricos perigosos, e para orientar as autoridades nacionais e locais nas decisões de gestão de risco [WHO, 2000a].

A poluição atmosférica, mesmo apresentando concentrações abaixo dos níveis permitidos pelos órgãos competentes, tem afectado de forma significativa a vida dos seres terrestres e, embora o mecanismo biológico específico ainda esteja em estudo, diversos autores afirmam que a relação entre poluição atmosférica e efeitos prejudiciais na saúde da população é causal [Dockery, et al., 1994].

Todavia, actualmente os problemas de poluição atmosférica, mesmo nos países desenvolvidos, estão longe de estarem resolvidos. O resultado da exposição a alguns poluentes presentes na atmosfera continua a traduzir-se pelo aumento da incidência de doenças respiratórias, pelo aumento do número de admissões hospitalares, e principalmente, pela redução do número de anos de vida expectáveis de cada indivíduo.

Estudos epidemiológicos realizados nos cinco continentes têm demonstrado que existem associações entre uma gama de efeitos adversos na saúde e poluentes atmosféricos, nomeadamente as partículas em suspensão. Estes resultados foram confirmados por uma reanálise aos estudos originais publicados pelo *Health Effects Institute* (HEI) [Krewski et al., 2000] e pelas recentes publicações de larga-escala de avaliação da mortalidade, baseadas nos dados recolhidos pela *American Cancer Society* (ACS) [Pope et al., 2002].

Em epidemiologia, morbilidade ou morbilidade é a taxa de portadores de determinada doença em relação ao número de habitantes saudáveis, num determinado local em determinado momento, e mortalidade define-se como a taxa de indivíduos que morrem num determinado intervalo de tempo, numa determinada região.

As partículas atmosféricas, actualmente, têm assumido uma maior importância de investigação devido ao facto de para além de ser um poluente cujos efeitos são mais relevantes para a saúde humana, não existe, contrariamente à maioria dos poluentes, nenhum limiar de exposição do qual a exposição a partículas não origina efeitos [WHO, 2002a].

A matéria particulada presente na atmosfera pode ser primária e secundária. A primeira é composta por materiais emitidos directamente para a atmosfera (poeiras carregadas pelo vento, sais marinhos, poeiras de rodovias, partículas produzidas mecanicamente e por combustão). A concentração de partículas primárias depende de sua taxa de emissão, transporte e dispersão, bem como da taxa de remoção da atmosfera. As secundárias são formadas por vapores condensados pela reacção química, envolvendo precursores da fase gasosa ou de outros processos [US EPA, 1996]. Na sua composição, a matéria particulada representa uma mistura complexa de substâncias orgânicas e inorgânicas.

Quanto à dimensão, as partículas atmosféricas podem ser divididas em partículas grossas e finas. As partículas grossas apresentam um diâmetro aerodinâmico superior a 2,5 µm e as partículas finas um diâmetro menor que 2,5 µm.

Dados epidemiológicos têm evidenciado efeitos provocados pela exposição a matéria particulada, a curto e longo prazo, em níveis ambientais próximos aos padrões legislados. Neste sentido, a avaliação de risco tem-se apresentado como uma ferramenta importante, com o objectivo de auxiliar os processos decisivos, de controlo e prevenção da exposição de populações e indivíduos aos agentes perigosos à saúde que estão presentes no meio ambiente por meio de produtos, processos produtivos ou resíduos. Trata-se de um conjunto de procedimentos que possibilitam avaliar e estimar o potencial de danos a partir da exposição a determinados agentes presentes no meio ambiente.

As inúmeras evidências que indicam que a poluição do ar é suficiente para causar danos à saúde e pela definição de processos reguladores referentes aos padrões de qualidade do ar tornam imprescindível um melhor detalhe dessa associação, com a identificação de grupos populacionais especiais, patologias específicas e níveis ambientais nos quais o processo exposição-morbidade ou mortalidade acontecem. Desta forma, informações provenientes de investigações sistemáticas com dados gerados localmente são de grande importância para subsidiar o planeamento e avaliação de programas de saúde voltados a essa questão.

Assim, a avaliação de risco é baseada em evidências científicas, e caracteriza o risco potencial para a saúde pública, a partir de estimativas de exposições presente e futura a determinadas concentrações de substâncias químicas.

De acordo com a Agência de Protecção Ambiental Americana, a avaliação de risco é definida como um processo qualitativo e quantitativo conduzido para descrever os potenciais efeitos adversos à saúde pública decorrentes da exposição a substâncias perigosas. Este processo inclui a identificação do perigo, seguido pela avaliação da dose - resposta e pela avaliação da exposição. Todas estas etapas

combinadas geram a caracterização do risco, que fornece uma estimativa do risco à saúde humana resultante da exposição a determinado agente ambiental, sob circunstâncias específicas. A caracterização do risco serve como um elo entre a própria avaliação do risco e a sua gestão, constituindo-se em uma etapa fundamental no processo de tomada de decisão [IPCS, 1999].

O objectivo principal do presente estudo é a avaliação quantitativa do risco para a saúde humana, a curto e longo prazo, associado a partículas inaláveis (PM_{10} e $PM_{2,5}$). De modo a atingir este objectivo, foi necessário inicialmente efectuar uma pesquisa bibliográfica de enquadramento de conceitos teóricos fundamentais à compreensão das diferentes vertentes que pretendem ser exploradas neste trabalho, nomeadamente os efeitos das partículas na saúde humana e formas de quantificação destes, apresentada no capítulo 2. Seguidamente, foi seleccionada uma metodologia de cálculo para quantificação de risco desenvolvida pela Organização Mundial de Saúde (AirQ) e pelo *French Surveillance System on Air Pollution and Health* (PSAS-9), sendo esta aplicada a uma área de estudo, a Área Metropolitana de Lisboa e a Área Metropolitana do Porto, exigindo o conhecimento prévio de dados de monitorização da qualidade do ar, população exposta, indicadores de saúde, e relação quantitativa entre a exposição e efeitos na saúde (capítulo 3). Os resultados da avaliação de risco associado à exposição a curto e longo prazo às partículas inaláveis, expressos através de diferentes parâmetros quantitativos, nomeadamente número de casos atribuíveis, anos de vida perdidos, risco relativo e ganhos na esperança de vida, encontram-se analisados posteriormente. No capítulo 4 encontram-se as considerações finais.

2. Revisão Bibliográfica

2.1. Propriedades das partículas atmosféricas

Um dos principais poluentes em termos de efeitos na saúde humana é as partículas atmosféricas em suspensão, sendo que ao longo da última década estudos epidemiológicos realizados em diferentes cidades europeias e do resto do mundo têm medido aumentos nas taxas de mortalidade e morbidade associada a este poluente.

A avaliação dos efeitos na saúde das partículas em suspensão representa um desafio para Ciência. A principal razão é a vasta gama de tamanhos e composição química dos aerossóis, a mudança no tempo e no espaço, bem como o facto de terem de co-existir com numerosos poluentes atmosféricos gasosos na atmosfera. De seguida irão ser descritos conceitos fundamentais para a abordagem da avaliação do risco das partículas atmosféricas para a saúde humana.

2.1.1. Origem, formação e classificação das partículas

O aerossol atmosférico é definido como uma suspensão de partículas sólidas ou líquidas no ar ambiente [Seinfeld e Pandis, 1998]. Geralmente o termo refere-se apenas às partículas atmosféricas. No entanto, a definição correcta da palavra inclui também o ar onde estas se encontram em suspensão. Estas partículas em suspensão variam no tamanho, forma, composição e origem [Dockery et al., 1997].

Os aerossóis podem ser classificados de acordo com a sua fonte emissora, como aerossóis naturais ou aerossóis antropogénicos. Para além disso, de acordo com a sua origem e processos de formação, as partículas podem ser classificadas como partículas primárias ou secundárias. As partículas primárias são introduzidas directamente para a atmosfera, principalmente a partir de fontes localizadas no solo (naturais ou antropogénicas). A restante fracção corresponde às partículas secundárias que se formam na atmosfera pela condensação de gases ou vapores, ou através da coagulação, ou ainda, como resultado de reacções químicas entre outros poluentes (dióxido de enxofre, óxidos de azoto, compostos orgânicos voláteis e amoníaco). As fontes primárias produzem partículas de todos os tamanhos, enquanto que as partículas resultantes de processos secundários são normalmente de dimensões reduzidas [Pio, 1988].

A dimensão das partículas é um dos parâmetros mais importantes na determinação do tempo de residência de partículas na atmosfera, e juntamente com a distribuição espacial de partículas no ar ambiente são considerações fundamentais na avaliação do risco para a saúde humana [US EPA, 2005].

As partículas atmosféricas possuem forma e tamanhos variados, sendo grande parte destas partículas não esféricas. Portanto, os seus diâmetros são descritos por um diâmetro "equivalente" [Hinds, 1982]. Muitas têm sido as definições adoptadas para determinar o diâmetro das partículas. Considerando as propriedades aerodinâmicas das partículas apresenta-se diâmetro aerodinâmico equivalente, dependendo este da densidade da partícula, e corresponde ao diâmetro de uma esfera de densidade unitária ($\rho_0=1 \text{ g/cm}^3$), que tem a mesma velocidade de sedimentação das partículas em suspensão, sob acção da gravidade. As partículas com o mesmo tamanho e forma, mas diferentes densidades possuem diferentes diâmetros aerodinâmicos [WHO, 2000b].

É conveniente classificar partículas pelas suas propriedades aerodinâmicas porque: (1) regulam o transporte e remoção de partículas do ar; (2) também regem a sua deposição no sistema respiratório; e (3) estão associadas com a composição química e fontes das partículas. Neste sentido, estas propriedades estão convenientemente resumidas pelo diâmetro aerodinâmico, sendo as partículas colectadas e descritas com base no seu diâmetro aerodinâmico, usualmente designando simplesmente o tamanho da partícula [Dockery et al., 1997].

Para os aerossóis atmosféricos a gama de tamanho abrange mais de cinco ordens de grandeza, desde um nanómetro a centenas de micrómetros. A distribuição por tamanho dos aerossóis varia de local para local, com altitude e, com o tempo [Harrison e Grieken, 1998].

A matéria particulada pode ser classificada em Partículas Totais em Suspensão (PTS), que correspondem às partículas com diâmetro aproximadamente menor que 100 μm que se mantêm suspensas no ar. A distribuição por tamanho das PTS no ar ambiente é trimodal, incluindo as partículas grossas, partículas finas, e ainda as partículas ultrafinas, de acordo com as diferentes origens e características de comportamento.

O tamanho selectivo da amostragem das partículas em suspensão remete para recolher partículas abaixo, acima, ou dentro de um determinada gama de tamanho aerodinâmico normalmente seleccionada por ter especial relevância de inalação e deposição, fontes, ou toxicidade. Uma vez que os amostradores são incapazes de diferenciação de dimensão exacta, o tamanho das partículas é geralmente definido relativamente ao ponto de corte de 50% num diâmetro aerodinâmico específico (como

2,5 ou 10 μm) [Chow, 1995]. Deste modo, é possível classificar a matéria particulada em fracções de partículas – PM_{10} e $\text{PM}_{2,5}$. As PM_{10} são partículas de dimensão igual ou inferior a 10 μm e as $\text{PM}_{2,5}$ apresentam um diâmetro aerodinâmico menor ou igual a 2,5 μm . Quando as partículas apresentam um diâmetro aerodinâmico inferior a 0,1 μm são denominadas partículas ultrafinas.

A forma mais simples para caracterizar qualquer distribuição de partículas é em termos de número ou de distribuição da massa (número total ou massa total das partículas por unidade de volume do gás, respectivamente) [Mészáros, 1999]. Os níveis ambientais de concentração em massa são medidos em microgramas por metro cúbico ($\mu\text{g}.\text{m}^{-3}$).

Vários estudos realizados para caracterizar a distribuição por tamanho de partículas conduziram à formulação de um modelo conceptual baseado em mecanismos de formação e remoção de partículas no ar ambiente. Na figura 2 encontra-se a representação da distribuição das partículas atmosféricas por tamanhos, relacionando o seu diâmetro aerodinâmico com os processos de formação.

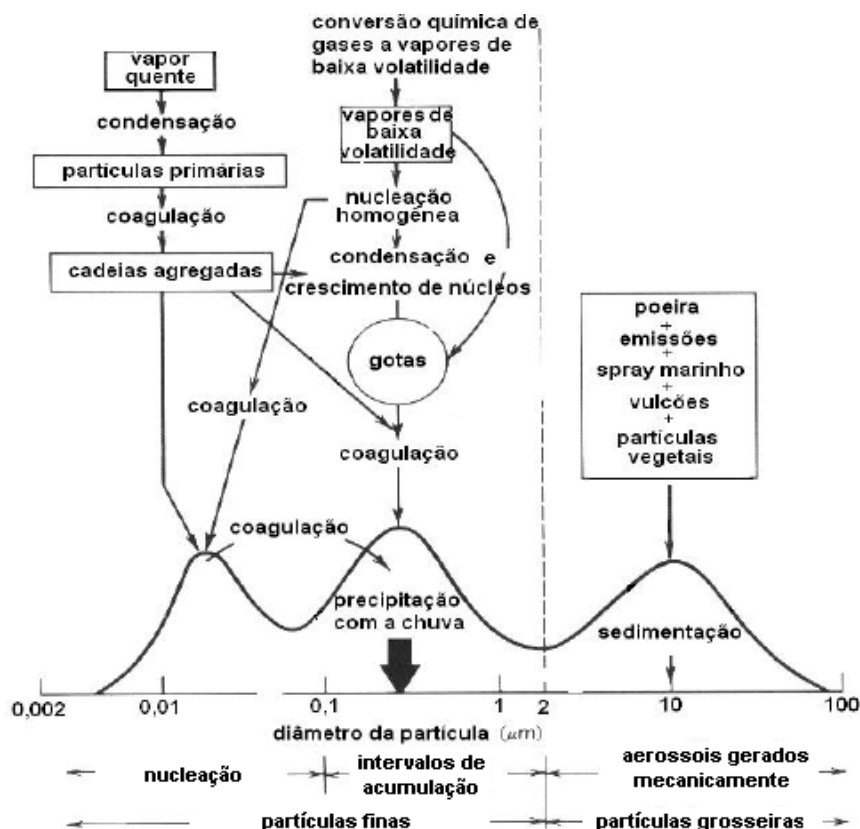


Figura 2 – Representação esquemática da distribuição por tamanhos das partículas na atmosfera, as principais fontes e os principais processos de remoção [Wark et al., 1998].

Salienta-se que, tendo em conta as questões relacionadas com os efeitos na saúde publica, serão denominadas de partículas finas as partículas com um diâmetro aerodinâmico inferior a 2,5 μm , enquanto que aquelas que têm um diâmetro

aerodinâmico superior a 2,5 µm serão denominadas de partículas grosseiras, e do ponto de vista de qualidade do ar e no âmbito deste trabalho, interessa as partículas torácicas (PM₁₀) e as partículas respiráveis (PM_{2,5}), isto é, as que podem introduzir-se no sistema respiratório, sendo estas descritas mais detalhadamente no capítulo 2.2.

2.1.2. Composição química das partículas atmosféricas

Os efeitos do aerossol atmosférico dependem não só da concentração e tamanho das partículas, mas também da sua composição química. Por esta razão, o estudo da natureza química das partículas em suspensão na atmosfera é de importância crucial.

O estudo da composição química das partículas atmosféricas é bastante complexo devido à pequena massa e concentração das partículas. Além disso, devido aos processos de coagulação, condensação e adsorção de gases, uma partícula pode conter vários materiais diferentes [Götz et al., 1991].

A composição química dos aerossóis atmosféricos depende da origem das fontes de emissão, da diversidade das fontes antropogénicas e naturais, variando em função do tempo e localização.

A composição química do aerossol tornou-se também uma propriedade importante para a identificação de tipos de fonte baseando-se em "impressões digitais" químicas existentes no aerossol. Residindo os aerossóis na atmosfera durante dias e semanas, existe uma quantidade substancial de mistura que ocorre por contribuições de muitas fontes. Num determinado local e hora o aerossol consiste numa mistura de produtos químicos que permite a identificação do tipo de fonte emissora, com base em elementos traçadores [US EPA, 2005].

A matéria particulada, em termos de composição química possui, no geral, como principais constituintes sulfato, nitrato, amónia, material orgânico, poeiras minerais, carbono elementar, iões de hidrogénio e água. No entanto, é possível fazer uma distinção de acordo com o tamanho das partículas em suspensão. Além do carbono na sua forma elementar, a fracção fina de partículas apresenta na sua composição elementos iónicos como o sulfato, a amónia, compostos de chumbo e compostos orgânicos condensados. Uma variedade de metais também é encontrada nesta sob a forma de chumbo, mercúrio, cádmio, vanádio e crómio [Almeida, 1999]. A presença destes metais é de fundamental importância para saúde pública, pois tratam-

se de elementos que, uma vez depositados no tracto respiratório humano, podem ser prejudiciais para a saúde.

A composição química da fracção grosseira da matéria particulada é diversificada, sendo constituída por partículas biogénicas orgânicas (esporos, pólen, fragmentos de plantas), materiais como o cálcio, alumínio, sílica, magnésio e ferro são encontrados predominantemente nesta fracção de partículas. Carbonatos e compostos orgânicos podem surgir em quantidades substanciais [Seinfeld e Pandis, 1998].

Alguns componentes como o nitrato e potássio podem encontrar-se tanto na fracção fina como na fracção grosseira, mas resultantes de diferentes fontes ou mecanismos. O potássio nas partículas grosseiras provém principalmente do solo, com contribuições adicionais do sal marinho das zonas costeiras, nas partículas finas tem origem na combustão de madeira. O nitrato das partículas finas provém principalmente da reacção de ácido nítrico no estado gasoso com amónia, para formar partículas de nitrato de amónio. Quanto ao nitrato das partículas grossas, este tem origem principalmente da reacção do ácido nítrico gasoso com uma fase pré-existente de partículas grossas [US EPA, 2005].

Como referido anteriormente, as partículas atmosféricas também contêm água, como resultado de um equilíbrio entre o vapor de água e as partículas atmosféricas higroscópicas. A presença de água influencia o tamanho das partículas e, por sua vez, as suas propriedades aerodinâmicas. As propriedades higroscópicas destes aerossóis têm um efeito importante nas suas características físicas e químicas, regulando o tamanho, pH, índice de refacção e velocidades de deposição, e afectando factores ambientais como o clima, visibilidade, saúde, etc.

O comportamento higroscópico das partículas atmosféricas ainda não é bem conhecido. Cada partícula é formada frequentemente por uma mistura de compostos com características higroscópicas que são uma função complexa das características dos vários constituintes [Pio, 1988].

As amostras de ar de áreas urbanas de todo o planeta apresentam, tipicamente, os mesmos componentes principais, embora com consideráveis diferenças quanto às proporções, de acordo com a localização da amostragem (figura 3).

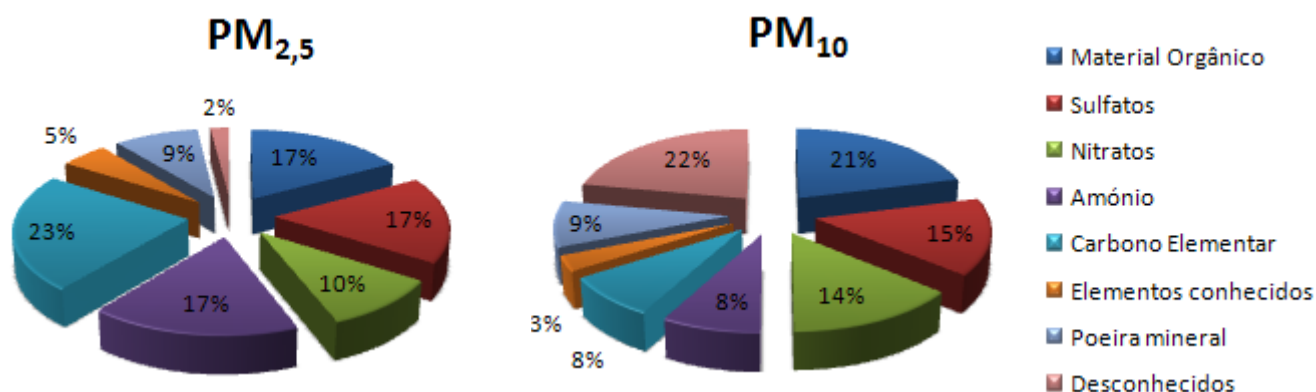


Figura 3 – Distribuição dos principais componentes químicos dos aerossóis atmosféricos numa cidade Europeia [WHO, 2002a].

A composição das partículas do ar raramente é determinada, embora possa variar significativamente de um local para outro. Isto torna-se importante ao interpretar os resultados dos estudos epidemiológicos dos efeitos das partículas na saúde humana. Extrapolações das informações colectadas de um país para outro podem ser imprudentes a menos que alguma comparabilidade tenha sido estabelecida na composição das partículas [WHO, 2006].

A seguinte tabela (tabela 1) apresenta concentração em massa e composição dos aerossóis atmosféricos em diferentes regiões da troposfera.

Tabela 1 – Concentração em massa e composição de aerossóis em diferentes regiões [Seinfeld e Pandis, 1998].

Região	Massa ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)	Composição (%)				
		C (elem)	C (org)	NH_4^+	NO_3^-	SO_4^{2-}
Remota (11 áreas) ^a	4.8	0.3	11	7	3	22
Regional (14 áreas) ^a	15	5	24	11	4	37
Urbana (19 áreas) ^a	32	9	31	8	6	28

^aHeintzenberg (1989)

Ao analisar os a concentração média total das partículas (associados a partículas de diâmetro inferior a $2 \mu\text{m}$) na zona regional, verifica-se que esta é apenas 2 vezes inferior do que os valores urbanos. Isto reflecte o tempo relativamente longo de residência de partículas. Correspondentemente, a composição média do aerossol regional e do aerossol urbano é aproximadamente a mesma.

Relativamente à concentração em massa dos aerossóis da região remota, verifica-se que este valor é 3 vezes inferior ao valor registado na zona regional.

Quanto aos componentes, o carbono elementar, um indicador directo da

combustão de fontes antropogénicas, desce para 0,3% nos aerossóis remotos, mas o sulfato é ainda um componente importante.

As propriedades morfológicas, químicas e físicas das partículas em suspensão na atmosfera, apresentam diferenças espaciais e temporais muito significativas, sendo afectadas por eventos que ocorrem a uma escala local e regional, como a influência de fontes com características distintas e as transformações químicas na atmosfera, ou a influência de acontecimentos à escala continental ou global, que envolvem transportes de longas distâncias.

2.1.3. Processos de remoção das partículas e tempo de residência

O ciclo atmosférico dos poluentes completa-se com a sua remoção, quer devido a transformação química ou física na atmosfera, quer devido a deposição sobre o solo, águas superficiais e vegetação. Estes mecanismos servem para limpar a atmosfera das substâncias nela introduzidas, as quais são devolvidas à superfície terrestre.

As partículas que se encontram no modo de nucleação apresentam como principal processo de remoção a sua passagem para o modo de acumulação, através de processos de coagulação.

Relativamente às partículas do modo de acumulação, estas são constituídas essencialmente por material solúvel, assim, constituem eficientes núcleos de condensação e são removidas da atmosfera durante a precipitação (deposição húmida), enquanto que as partículas grossas são depositadas por sedimentação.

No entanto, as partículas finas do modo de acumulação são geralmente demasiado pequenas para se depositarem por gravidade e demasiado grandes para sofrerem coagulação. Assim, os mecanismos de remoção são menos eficientes para este modo, justificando-se a denominação de modo de acumulação, constituindo a fracção mais estável das partículas atmosféricas [Mészáros, 1999]. Consequentemente, estas partículas apresentam os tempos de residência mais elevados, atingindo a ordem de dias, o que promove o seu transporte a longas distâncias.

As partículas exibem diferentes comportamentos na atmosfera. O tempo de residência das partículas finas pode ser vários dias a algumas semanas (figura 4), o que corresponde a um transporte espacial entre centenas a milhares de quilómetros. As partículas de diâmetro aerodinâmico superior a 10 µm tendem a depositar-se

rapidamente, permanecendo na atmosfera apenas por alguns minutos ou horas, e tendem a dispersar mais uniformemente através de áreas urbanas ou regiões geograficamente maiores [Wilson e Suh, 1997]. Transformações atmosféricas podem ocorrer localmente, ou por transporte até longas distâncias movimentando-se geralmente em distâncias que variam entre metros a dezenas de quilômetros, dependendo do tamanho, turbulência atmosférica e velocidade do vento.

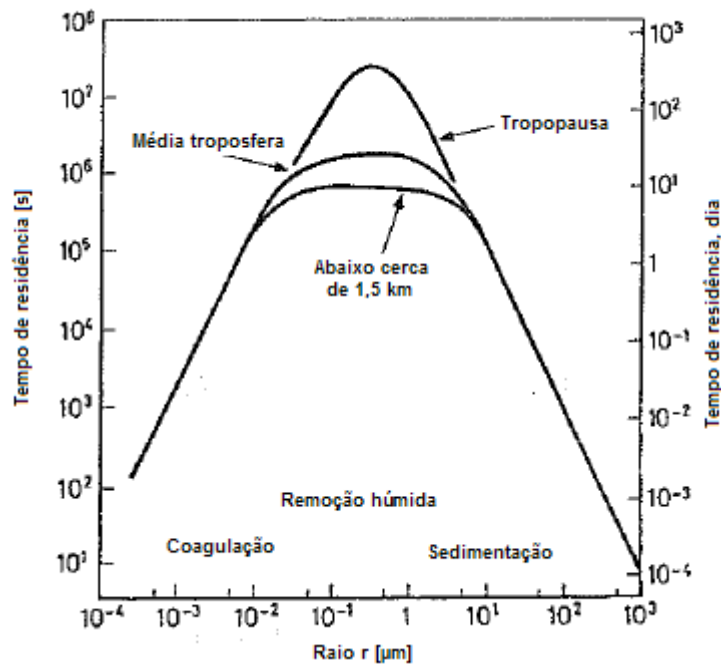


Figura 4 – Tempo de residência das partículas atmosféricas em função do tamanho e altitude [Jaenicke, 1978].

O tempo de residência aumenta com a altitude, dependendo de factores como a distribuição vertical do vapor de água, que afecta tanto a reactividade e os processos de remoção. Se as partículas ascenderem até à média troposfera ou até à tropopausa, o seu tempo de residência irá aumentar até várias semanas.

2.2. Efeito das partículas atmosféricas na saúde humana

A exposição à poluição atmosférica tem sido associada com uma variedade de efeitos adversos à saúde. Desde a publicação da segunda edição do relatório “*Air quality guidelines*” para a Europa, em 2000, provas sobre os efeitos da poluição atmosférica na saúde têm evoluído muito substancialmente [WHO, 2005].

De acordo com uma recente e extensa revisão da Organização Mundial de Saúde (OMS) sobre esta matéria, as partículas atmosféricas *per si* são consideradas responsáveis pelos efeitos na saúde observados em abrangentes estudos epidemiológicos, os quais relacionam as concentrações atmosféricas das partículas com mortalidade e morbilidade [WHO, 2003].

O conhecimento da deposição de partículas no tracto respiratório é um aspecto muito importante do quadro de avaliação de riscos, uma vez que afecta a dose recebida aos pulmões e ao organismo em geral [WHO, 2000c]. Um dos factores que influenciam a deposição de partículas inaladas é a dimensão granulométrica das partículas que conseguem atingir o sistema respiratório humano (bem como outras propriedades físicas e químicas). Neste sentido, importa conhecer qual a fracção de partículas capaz de penetrar e de ficar depositada no interior do sistema respiratório.

De acordo com a dimensão granulométrica pode-se encontrar três principais classes de partículas, sendo estas a fracção inalável, a fracção torácica e a fracção respirável (figura 5).

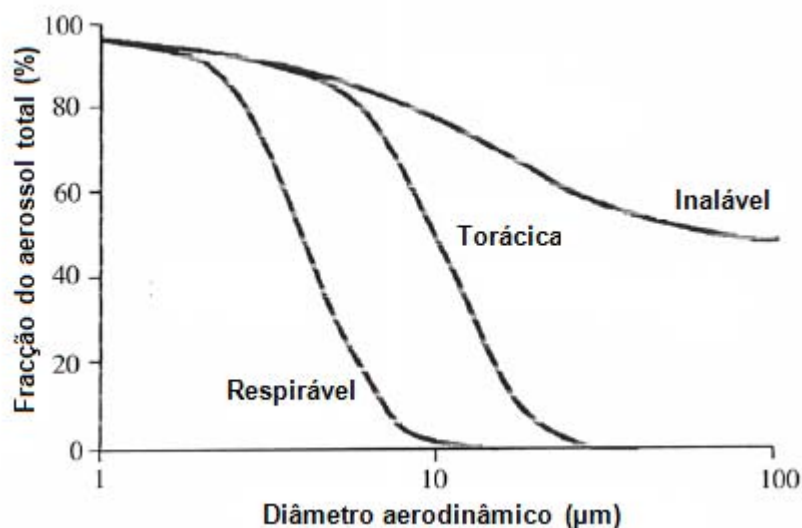


Figura 5 – Tamanho de partículas atmosféricas associado com os seus efeitos na saúde [Salgado, 2003].

A fracção inalável corresponde à fracção de partículas em suspensão, existentes no ar ambiente, que são inaladas pelo nariz e/ou boca e ficam retidas nas vias superiores do sistema respiratório (região naso-faríngea), apresentando estas um diâmetro aerodinâmico equivalente inferior a 80 μm . A fracção torácica é constituída pelo conjunto de partículas inaladas que penetram no sistema respiratório após a laringe, estas correspondem às partículas inferiores a 10 μm de diâmetro aerodinâmico (PM_{10}). Relativamente à fracção respirável, que é composta pela fracção de partículas inaladas capaz de penetrar até à região alveolar, onde ocorrem as trocas gasosas na respiração, corresponde às partículas cujo diâmetro aerodinâmico é inferior a 2,5 μm ($\text{PM}_{2.5}$) [DEFRA, 2002].

Verifica-se que enquanto as partículas grosseiras tem uma maior probabilidade de se depositarem nas vias superiores respiratórias e brônquios, as partículas finas depositam-se tendencialmente na periferia dos pulmões, em especial nos bronquíolos e alvéolos pulmonares, de onde a sua remoção, após deposição é muito lenta. [Schwartz, 1993].

Seaton et al. (1995) estimaram que, num período de 24 horas, cada pulmão pode receber em média 30 milhões de partículas e cada alvéolo 1500 partículas. Se a ventilação não for bem distribuída, como no caso de doentes com problemas pulmonares crónicos, alguns alvéolos poderão receber doses muito superiores. Após entrarem no sistema respiratório as partículas depositam-se de três formas diferentes: sedimentação, impacte inercial e difusão. As partículas maiores (superiores a 10 μm) têm tendência para sofrerem sedimentação, devido ao efeito da gravidade. O impacte inercial surge devido ao facto de as partículas ao serem arrastadas pelo fluxo de ar sofrerem alterações de direcção. As partículas mais pequenas, ultra-finas (inferiores a 0,01 μm), depositam-se por difusão junto das mucosas húmidas (ex. nasais), uma vez que a sua trajectória é aleatória.

Com base na análise da figura 6, constata-se a grande probabilidade de a maioria das partículas ultra-finas depositarem-se mais profundamente nos pulmões, podendo atingir a região alveolar, enquanto que as partículas muito pequenas (inferiores a 0,1 μm) tendem a depositar-se nas vias respiratórias superiores.

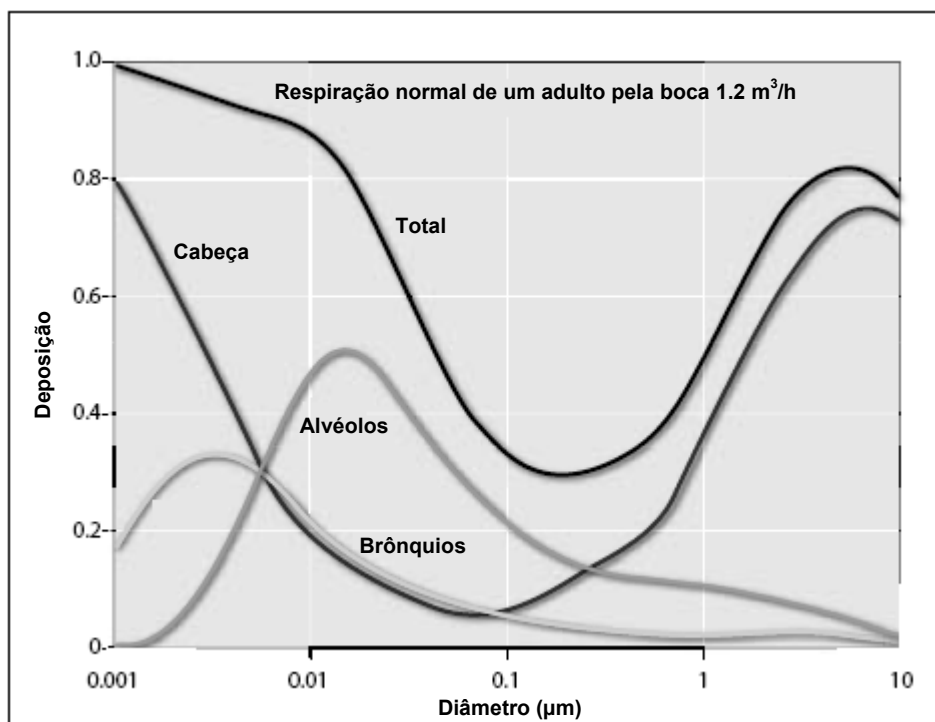


Figura 6 – Probabilidade de deposição das partículas inaláveis no tracto respiratório, de acordo com a sua dimensão [WHO, 2004b].

As características químicas da matéria particulada, que resultam da sua constituição elementar e molecular, condicionam a sua reactividade na superfície de deposição. Certos compostos químicos podem reagir com as paredes dos alvéolos pulmonares, enfraquecendo as defesas naturais do organismo. Outros compostos tóxicos presentes na massa do aerossol, como metais e compostos orgânicos, parecem assumir o maior potencial toxicológico [WHO, 2000d]. No entanto, parece ser claro que as fracções inorgânicas do aerossol, como o sulfato e nitrato, têm pouca importância nos efeitos directos das partículas para a saúde [Buijsman et al., 2005]. Relativamente às partículas do solo, como argilas, não existe ainda informação suficiente para se determinar, e em que medida, esta fracção é relevante para a saúde.

Para além de dependerem da concentração do poluente, dimensão e composição, os efeitos na saúde humana dependem também do tempo de exposição ao poluente.

A ocorrência de um efeito na saúde associado à exposição da poluição do ar é inversamente relacionada com a sua gravidade [WHO, 2000d]. Com o aumento da exposição, a proporção da população afectada pelos resultados menos severos é muito maior do que a afectada pelos resultados mais graves (figura 7). Efeitos sub-clínicos ou subtis, tais como défices temporários da função pulmonar ou inflamação pulmonar, podem ocorrer na maioria das pessoas expostas, enquanto a mortalidade pode afectar poucos indivíduos. É costume, os mais susceptíveis sofrerem os efeitos

mais graves, uma vez que os factores de sensibilidade dos indivíduos determinam, também, a maior ou menor severidade dos efeitos. Estes factores incluem a idade, o estado nutricional, a condição física ou mesmo as predisposições genéticas, o que torna necessária a avaliação para diferentes grupos de risco.

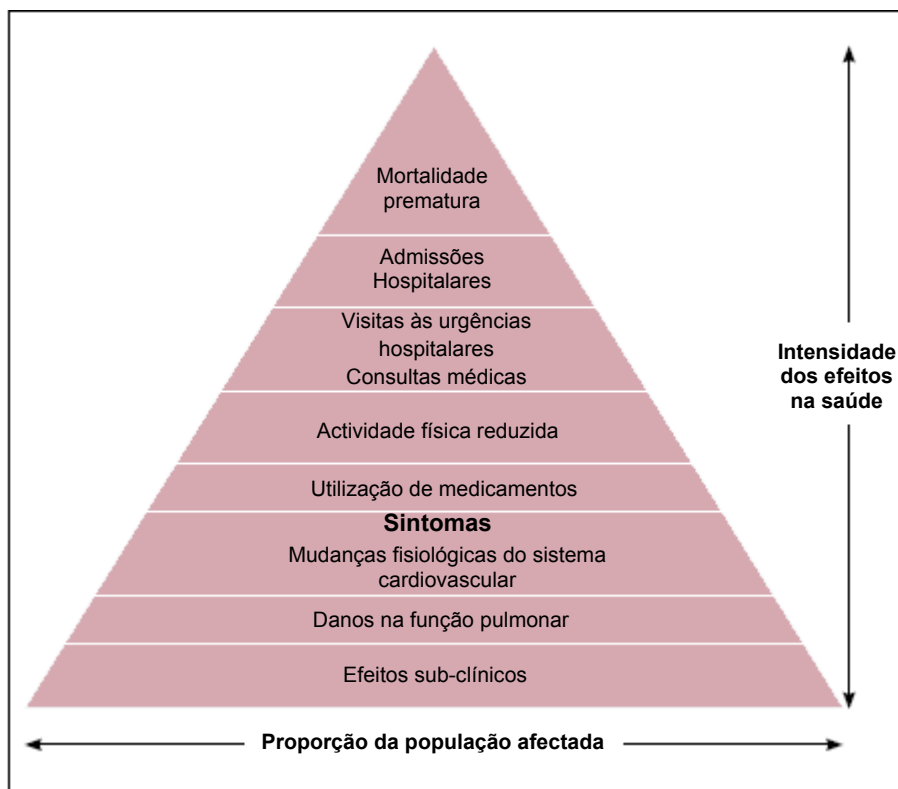


Figura 7 – Pirâmide dos efeitos para a saúde associados às partículas atmosféricas [WHO, 2005].

No entanto, as exposições prolongadas a baixas concentrações de partículas podem ser mais nocivas do que exposições de curta duração a concentrações elevadas. Estudos sugerem que a exposição a curto prazo a partículas está associada com efeitos adversos na saúde humana (acima de $100 \mu\text{g.m}^{-3}$). A Organização Mundial de Saúde define que o valor diário excedido em muitas cidades europeias corresponde a $100 \mu\text{g.m}^{-3}$ [WHO, 2000a].

A exposição humana a partículas em suspensão pode suscitar quer respostas agudas, como crónicas. Os efeitos agudos, como resposta à poluição do ar, em indivíduos saudáveis pode ser confinado a adaptações fisiológicas reversíveis resultantes de mecanismos de defesa naturais (por exemplo, olhos aguados, tosse ou uma passageira queda da função pulmonar). Os efeitos agudos podem, no entanto, também aumentar a gravidade ou duração de uma infecção respiratória já estabelecida ou de doenças tais como asma ou doença pulmonar obstrutiva crónica que já colocou o indivíduo numa posição vulnerável, e aumentar o risco de admissão hospitalar ou mesmo a morte prematura. Se essa vulnerabilidade for

temporária, por exemplo, uma infecção grave do tracto respiratório inferior, o indivíduo poderá recuperar, se não se tiver submetido ao factor de exposição no momento em que o indivíduo ficou mais vulnerável devido à infecção. Por outro lado, se o indivíduo apresentar uma condição terminal crónica, como a doença pulmonar crónica obstrutiva ou insuficiência cardíaca congestiva, a exposição à poluição do ar pode avançar à morte apenas por um curto espaço de tempo, sendo esta iminente, em qualquer caso. Salienta-se ainda que as distribuições da vulnerabilidade a curto e longo prazo, reflectindo a prevalência de doença cardiorespiratória crónica ou aguda, pode muito bem diferir em toda a população mundial [Samet et al., 1998].

Os efeitos mais graves, em termos de encargo global para saúde, incluem uma redução significativa da esperança média de vida da população por um ano ou mais, o que está ligado à exposição a longo prazo e a elevados níveis de partículas atmosféricas. Embora a maioria da literatura produzida incidir sobre eventos respiratórios e de cardiovasculares, atribuídas a exposições de curto e longo prazo, uma nova geração de estudos sugere a ocorrência de também outros efeitos, como os apresentados na seguinte tabela (tabela 2).

Tabela 2 – Efeitos da exposição a partículas atmosféricas, a curto e a longo prazo [adaptado de WHO, 2004b].

Efeitos atribuídos à exposição a curto prazo
Mortalidade
Admissões hospitalares
Utilização de medicamentos
Efeitos adversos no sistema cardiovascular
Sintomas respiratórios
Reacções inflamatórias pulmonares
Efeitos atribuídos à exposição a longo prazo
Redução da esperança de vida, principalmente por, mortalidade cardiopulmonar e, provavelmente, por cancro do pulmão
Redução da função pulmonar nos adultos
Doença pulmonar obstrutiva crónica (aumento)
Redução da função pulmonar nas crianças
Sintomas respiratórios nas vias respiratórias inferiores (aumento)

A OMS refere que as normas de qualidade do ar estão associadas ao conceito de limiar de concentração dos poluentes atmosféricos abaixo da qual a exposição a um determinado poluente não implica efeitos significativos. No entanto, relativamente às partículas atmosféricas, estudos epidemiológicos mais recentes tem recolhido evidencias que demonstram que os efeitos ocorrem mesmo para concentrações muito baixas [WHO, 2000a].

2.3. Avaliação de risco para a saúde humana

Face às provas acumuladas sobre os efeitos na saúde devido à poluição atmosférica, quer por estudos epidemiológicos ou experimentais, a protecção do ambiente e da saúde constitui um dos maiores desafios que se colocam à sociedade moderna, sendo cada vez mais assumido o compromisso de salvaguarda da equidade entre gerações, assente num modelo de desenvolvimento sustentável.

Durante as últimas décadas, o interesse das populações no risco para a sua saúde tem-se intensificado e incluindo novas perspectivas. O campo da análise de risco cresceu rapidamente, centrando-se na identificação, quantificação e caracterização das ameaças para a saúde humana e para o ambiente - um conjunto de actividades amplamente designado de avaliação de risco.

A avaliação de risco tem-se constituído uma importante ferramenta, com o objectivo de subsidiar os processos decisivos, de controlo e prevenção da exposição de populações e indivíduos aos agentes perigosos à saúde que estão presentes no meio ambiente por meio de produtos, processos produtivos ou resíduos. Trata-se de um conjunto de procedimentos que possibilitam caracterizar a natureza e magnitude dos riscos para a saúde pública a partir da exposição a substâncias perigosas, poluentes, ou contaminantes libertadas por locais específicos no ambiente.

Em 1983, o *National Research Council of United States of America* (US NRC) publicou o relatório "*Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process*", também designado por "Livro Vermelho", posicionando explicitamente a avaliação de risco como uma ferramenta para traduzir os resultados da investigação em ciências de base e estratégias de gestão de risco [US NRC, 1983].

A utilização desta avaliação tornou-se central nas muitas actividades de agências reguladoras federais e estaduais e do sector privado desde a publicação do "Livro Vermelho" [US NRC, 1983]. A avaliação de risco é utilizada por agências reguladoras para: 1) definir prioridades na agenda regulamentar, 2) desenvolver limites regulamentares de exposição, normas de emissão, normas ou limpeza, e 3) definir prioridades de investigação. No estabelecimento não regulamentar, a informação gerada pela avaliação dos riscos é utilizada por uma grande variedade de grupos incluindo a indústria, os sindicatos, e os consumidores [Samet et al., 1998].

O tema está a assumir cada vez maior relevância, e quer para epidemiologistas como para as conclusões de investigações epidemiológicas, são incorporadas as avaliações dos riscos para determinar tanto a existência de um risco, como para avaliar a magnitude desse risco para a população. A sua credibilidade

depende, em grande medida, na força das evidências científicas em que se baseia [WHO, 2000e].

Assim, a avaliação de risco é um processo multifacetado que assenta sobre uma variedade de métodos, dados e modelos. A precisão global do processo de avaliação de risco depende da validade dos vários métodos e modelos escolhidos, o que, por sua vez, são regidos pelo alcance e qualidade dos dados. O grau de confiança que se pode colocar numa avaliação do risco depende da fiabilidade dos modelos escolhidos e os seus parâmetros de entrada (ou seja, variáveis), e quanto melhor os limites de incerteza foram quantificados para os parâmetros de entrada, para os modelos como um todo, e para todo o processo de avaliação de risco. O produto da avaliação de risco é uma estimativa numérica das consequências na saúde pública da exposição a um dado agente [Calabrese, 1992].

O termo "risco", quando utilizado no âmbito da avaliação do risco, transmite o mesmo significado que nos típicos contextos epidemiológicos: a probabilidade de ocorrência de um evento [Samet et al., 1998].

Os riscos associados à exposição a um “perigo” podem ser expressos por uma variedade de estatísticas de síntese que incluam o risco individual, risco populacional, a percentagem ou proporção do aumento do risco, e perda de esperança de vida [Bailar III e Bailer, 2001].

O ambiente é o sector onde a avaliação do risco tem as suas raízes, onde foi desenvolvida como uma forma sistemática de comparar os problemas ambientais que representam diferentes tipos e graus de risco de saúde pública. Essa avaliação de risco avalia e incorpora os resultados de todas as linhas de investigação através da aplicação de um processo sistemático dividido por quatro elementos: identificação do perigo, avaliação dose-resposta, avaliação da exposição e caracterização do risco (figura 8).

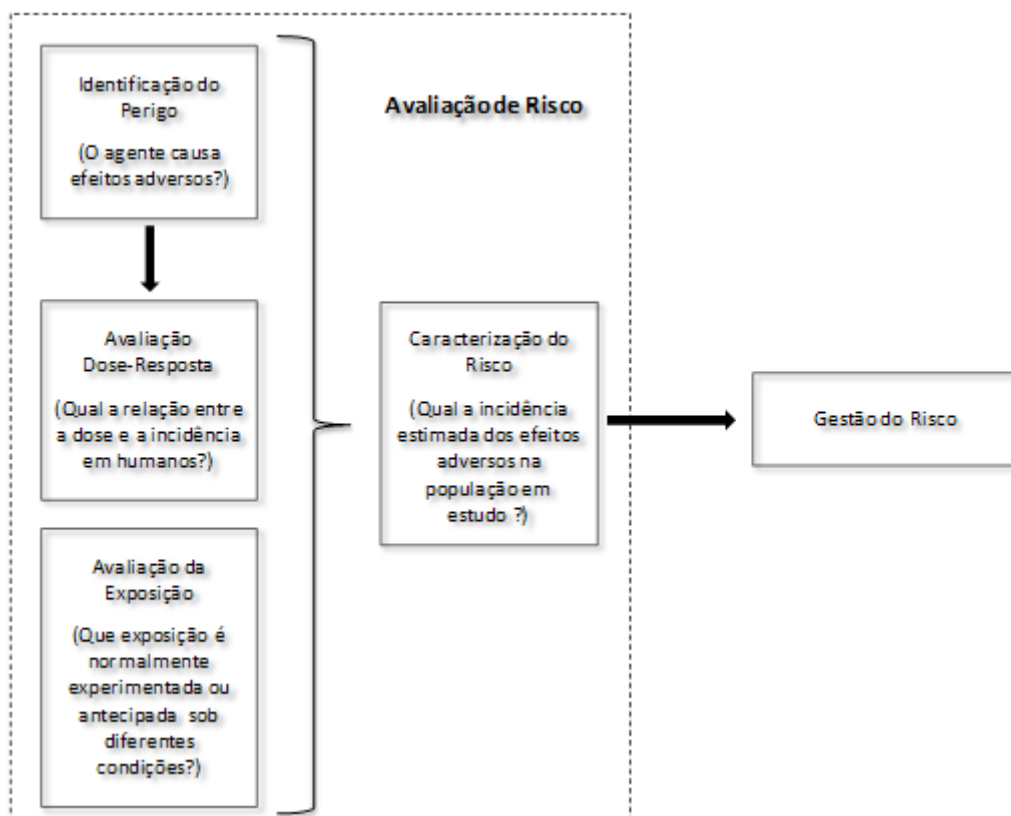


Figura 8 – Elementos de avaliação de risco [US NRC, 1983].

2.3.1. Identificação do perigo e avaliação dose-resposta

A identificação do perigo constitui a primeira componente na avaliação de risco, e corresponde estreitamente à determinação da causalidade da associação entre agente e o perigo, permitindo obter e avaliar as informações relacionadas às propriedades tóxicas inerentes a cada substância, ou o potencial para causar dano biológico, doença ou óbito, sob certas condições de exposição. Também pode incluir a caracterização do comportamento de uma substância dentro do corpo e as interações destas com órgãos, células ou componentes celulares [Samet et al., 1998].

As informações para esta etapa derivam tipicamente de dados de monitorização ambiental e de estudos epidemiológicos e estudos em animais e outros tipos de trabalho experimental [US NRC, 1994].

A avaliação dose-resposta é o processo de caracterização da relação entre a dose de um agente administrado ou recebido e a incidência de um efeito adverso para a saúde na população exposta, estimando a incidência do efeito como uma função da exposição humana ao agente [WHO, 1999]. Este elemento consiste num processo que quantifica uma dosagem e avalia a sua relação com a incidência de efeitos (resposta)

adversos sobre a saúde. Permite estimar as relações entre dose e resposta para as diversas formas de toxicidade evidenciadas pela substância em estudo.

Num pequeno número de casos, dados epidemiológicos permitem que uma relação dose-resposta seja desenvolvida directamente de observações de exposição e efeitos na saúde humana. Se existem dados epidemiológicos disponíveis, extrapolações a partir das exposições observadas no estudo para reduzidas exposições experienciadas pela população em geral são frequentemente necessárias. Tais extrapolações introduzem incertezas à estimativa do risco para a população em geral. As incertezas também surgem porque a população em geral inclui grupos populacionais, tais como crianças, que poderão ser mais sensíveis do que as pessoas da amostra a partir da qual os dados epidemiológicos foram obtidos [US NRC, 1983].

A relação dose-resposta utilizada na avaliação de risco baseia-se na premissa de que a exposição provoca doença. A modelação causal envolve a especificação de todos os determinantes da mudança que, num nível conceptual, considera-se que afectam o risco de doença. Este conjunto de factores determinantes inclui não só a variável exposição representando o agente de risco, mas também variáveis de confusão e factores que modifiquem o risco [Corvalan et al., 1999]. Assim, tem em consideração a quantidade da intensidade de exposição, idade, padrões de exposição e, possivelmente outras variáveis que poderão afectar a resposta, tais como o sexo, estilo de vida, e outros factores modificadores.

O risco de desenvolver uma doença devido à exposição a agentes com diferentes níveis de intensidade e duração pode ser avaliado por meio de um modelo estatístico para uma relação exposição-efeito. Em epidemiologia, o risco pode ser estimado como uma taxa de incidência cumulativa de uma população. As funções de risco descrevem a mudança no risco, em função de uma mudança no índice de exposição. Um simples índice de exposição cumulativa é formado como o produto da intensidade e duração da exposição [Corvalan et al., 1999].

Assim, as preocupações sobre os efeitos na saúde associadas à exposição a PM apoiam-se em resultados de estudos epidemiológicos que têm encontrado uma associação entre os níveis ambientais de PM e o aumento de mortes e doenças. Estes estudos têm como objectivo final estabelecer se existe uma verdadeira relação causal entre um dado poluente e a redução de saúde, e em caso afirmativo, a quantificação do efeito e as condições sobre as quais o efeito ocorreu [Schwartz, 2003].

Neste sentido, os estudos epidemiológicos contribuirão como um dos elementos metodológicos nestas etapas identificação do perigo e dose-resposta do processo de avaliação do risco, sendo a função concentração-resposta (CR) a contribuição chave da epidemiologia, recorrendo-se assim no presente estudo a

funções de concentração-resposta (CR) (curvas de dose-resposta) desenvolvidas por estudos epidemiológicos específicos.

2.3.1.1. Estudos epidemiológicos sobre os efeitos da exposição a PM

Os tipos de estudos epidemiológicos mais comumente utilizados em estudos dos efeitos na saúde associados a PM são os estudos ecológicos, estudos semi-ecológicos de séries temporais, estudos de painel longitudinal ou de coorte prospectivo, e ainda os de caso-controle. Todos estes estudos são observacionais, em vez de experimentais, uma vez que os participantes não são distribuídos aleatoriamente à exposição a poluição atmosférica. Em geral, a exposição dos participantes não é directamente observada, sendo a concentração de PM e de outros poluentes atmosféricos contabilizada através de um ou mais monitores estacionários, como forma de avaliação da exposição individual à poluição ambiental [US EPA, 2001a].

Os estudos epidemiológicos dos efeitos na saúde associados à poluição atmosférica têm investigado a associação de resultados na saúde agudos e crónicos quer com a exposição a curto prazo, quer com exposição a longo prazo [Kunzli, et al., 2001].

Tipicamente, a exposição a curto prazo tem sido estudada usando o método de séries temporais, testando este a hipótese de que mudanças diárias nos níveis de poluição do ar são seguidas, durante alguns dias a semanas, por mudanças na mortalidade ou morbilidade da população exposta numa área específica. Relativamente aos estudos dos efeitos associados com a exposição a longo prazo, estes têm envolvido maioritariamente estudos de coorte prospectivos, sendo estes aplicados a um grupo de indivíduos que apresentam uma característica em comum (sexo, idade, entre outros) avaliando a sua exposição e os resultados na saúde durante o seguimento do estudo [US EPA, 2001b].

No que diz respeito aos indicadores na saúde avaliados, os estudos epidemiológicos encontram-se de modo geral divididos em estudos de mortalidade e estudos de morbilidade. Os estudos de mortalidade avaliam os efeitos de PM na mortalidade total (não accidental) e na mortalidade por causas específicas. Os estudos de morbilidade avaliam os efeitos associados às partículas em suspensão numa maior gama de parâmetros de saúde, tais como internamentos por doenças cardiovasculares, internamentos por doenças respiratórias, consultas médicas, auto-medicação em pacientes asmáticos, alterações na função pulmonar, entre outros.

Deste modo, serão seguidamente destacados alguns estudos epidemiológicos que foram desenvolvidos para avaliar os efeitos associados com a exposição a longo prazo e com exposição a curto prazo às partículas atmosféricas.

- **Estudos sobre os efeitos associados à exposição a curto prazo a PM**

A contagem da mortalidade de grandes áreas metropolitanas tem sido uma poderosa fonte de informação para avaliar os efeitos na saúde associados com a poluição do ar.

Num estudo sobre as partículas atmosféricas e a taxa de mortalidade diária de Steubenville, Schwartz e Dockery (1992) encontraram um aumento de 6% na mortalidade diária quando níveis de PTS aumentaram de 36 $\mu\text{g.m}^{-3}$ para 209 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Associações semelhantes foram observadas mais tarde num outro estudo de séries temporais, desenvolvido pelos mesmos autores. Dockery e Pope (1994) agruparam os estudos publicados até 1993 nos E.U.A, e observaram um aumento em média de 1.0% (0,7-1,6%) na mortalidade total, 1,4% (0,8-1,8%) na mortalidade cardiovascular e 3,5% (1.5 – 3,7%) na mortalidade por doenças respiratórias por um aumento de 10 $\mu\text{g.m}^{-3}$ nos níveis diários de PM₁₀. O *Health Effects Institute* (HEI) avaliou criticamente estes estudos e recalculou parcialmente os resultados dos estudos, confirmando essas mesmas conclusões originais [HEI, 1995].

Além da avaliação dos efeitos na mortalidade, durante a década de 1990, muitos estudos e revisões também avaliaram a associação entre a prevalência de sintomas, doenças e internamentos hospitalares e os níveis atmosféricos de PM. Os resultados da maioria destes estudos fornecem um apoio adicional às evidências de que os níveis de partículas atmosféricas causam efeitos adversos na saúde humana [WHO, 2002a].

Além de estudos realizados em apenas uma cidade, a associação entre as partículas em suspensão e o aumento na mortalidade tem sido recentemente demonstrada por estudos de multi-cidades, sendo cerca de 60 estudos realizados em pelo menos 35 cidades em todo o mundo, como revisto no estudo desenvolvido por Pope (2000). Estes estudos, em particular, foram capazes de reproduzir os efeitos das partículas em suspensão em locais com diferentes condições climáticas e diferentes fontes de PM. O projecto NMMAPS (*National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study*), desenvolvido nos Estados Unidos da América, compilou dados das 90 maiores cidades dos E.U.A. [Samet et al., 2000], estimando um aumento de 0,5% na mortalidade diária associado com o aumento de 10 $\mu\text{g.m}^{-3}$ de PM₁₀ do dia anterior. O

desenvolvimento do estudo foi para fornecer estimativas para todo o E.U.A., bem como para diferentes regiões.

O estudo NMMAPS avaliou também os efeitos na morbilidade, analisando dados de indivíduos com idade inferior a 65 anos em 14 áreas metropolitanas dos E.U.A [Samet et al., 2000]. Os resultados evidenciaram um aumento de 1% de internamentos hospitalares devido a doenças cardiovasculares e 2% por doenças respiratórias e doença crónica pulmonar, com o aumento de $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ de PM_{10} .

Como parte do projecto da OMS “Systematic review of health aspects of air pollution in Europe”, foi desenvolvida uma meta-análise² de estudos europeus para obter uma associação das estimativas para determinados efeitos associados com a exposição a PM e também com ozono. Estas análises confirmaram relações estatisticamente significativas entre os níveis de PM e de ozono com a mortalidade [WHO, 2000e]. As estimativas do efeito de PM_{10} sobre a mortalidade por todas as causas foram consideradas a partir de 33 regiões ou cidades europeias distintas, resultando um risco relativo (RR) de 1,006, com um intervalo de confiança (IC) de 95% de 1,004 -1,008, por um aumento de $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ de PM_{10} (figura 9).

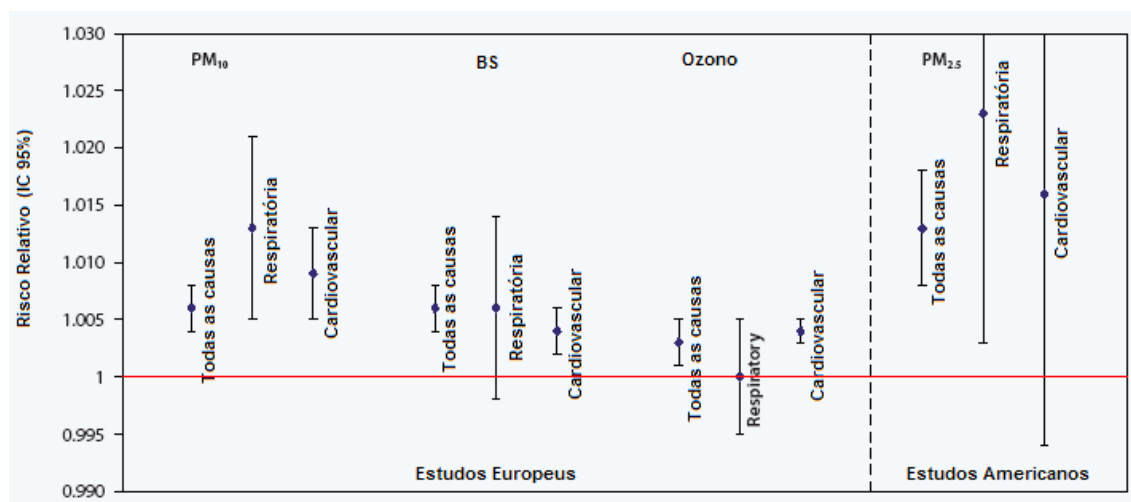


Figura 9 – Risco relativo de mortalidade determinado pela meta-análise da OMS a partir de estudos epidemiológicos, por aumento de concentração de $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ de PM_{10} e $\text{PM}_{2.5}$, ozono e fumo negro (BS) [WHO, 2004a].

● Estudos sobre os efeitos associados à exposição a longo prazo a PM

Os estudos de efeitos crónicos na saúde avaliam o impacto de exposição às partículas atmosféricas ao longo de vários anos. Estes estudos fornecem provas

² Meta-análise é definida como uma síntese estatística de dados provenientes de estudos separados mas similares (comparáveis), originando um resumo quantificado dos resultados da amostragem para identificar a tendência geral [Bonita et al., 2006].

científicas sobre o impacto da poluição do ar exterior particulada sobre a esperança de vida, bem como o desenvolvimento de doenças crónicas.

Um dos primeiros maiores estudos de coorte prospectivos, o estudo *Harvard Six Cities*, sobre a relação entre os níveis médios anuais de poluição e os níveis das taxas de mortalidade, analisou uma coorte com cerca de 8111 adultos em 6 cidades, durante 14 a 16 anos [Dockery et al., 1993]. Este estudo revelou que, embora muitos poluentes tivessem sido associados com um aumento da mortalidade, a associação foi mais evidente para a fracção de $PM_{2,5}$, tendo sido associado um aumento no seu nível médio anual de 10 a $30 \mu g.m^{-3}$ com um aumento de 26% na mortalidade total e 37% na mortalidade por doenças pulmonares e cardíacas.

Um outro estudo numa coorte maior, realizado pela *American Cancer Society* (ACS), sobre a associação da média anual de $PM_{2,5}$ e a mortalidade, desenvolvido em 50 cidades em cortes de 20 500 indivíduos, registou que um aumento de $24,5 \mu g.m^{-3}$ da média anual de $PM_{2,5}$ foi associado a um aumento de 17% da mortalidade total e 31% na mortalidade por doenças pulmonares e cardíacas [Pope et al., 1995].

Contudo estes estudo foram alvo de críticas uma vez que as suas estimativas de risco basearam-se em comparações de taxas de mortalidade entre populações definidas geograficamente em que diferiam, não só os níveis de poluição atmosférica, mas também diferiam factores tais como o nível socioeconómico, exposição a outros poluentes atmosféricos que se encontram associados com a mortalidade, bem como o facto dos factores de risco para mortalidade (tabagismo, massa corporal, historial médico, entre outros) não se manterem constantes, não ser considerado no estudo original [HEI, 2001].

Os resultados destes estudos têm sido usados para quantificar a redução na esperança de vida associada à poluição atmosférica quer nos EUA como também da Europa, no entanto, estes estudos foram sujeitos a várias reanálises desenvolvidas pelo HEI [Krewski et al., 2000], contribuindo assim para a expansão do conhecimento disponível nesta área, para além de outros novos estudos de coorte [Abbey et al., 1999; Lipfert et al., 2000] e uma extensão do estudo de coorte da ACS [Pope et al., 2002; Pope et al., 2004].

Relativamente à reanálise desenvolvida pelo HEI aos estudos *Harvard Six Cities Study* e da ACS, esta comprovou largamente as conclusões destes dois estudos de coorte, em que ambos evidenciaram um aumento na mortalidade associado ao aumento de partículas atmosféricas finas e sulfato, tendo-se verificado uma maior associação na mortalidade por doenças cardiovasculares [Krewski et al., 2000].

Outras análises mais extensas do estudo de coorte da ACS têm sido desenvolvidas, duplicando o período de seguimento do estudo original em mais de 16

anos e triplicando o número de mortes. Constatou-se um aumento estaticamente significativo do risco relativo de mortalidade por doenças cardiopulmonares e por cancro do pulmão, bem como mortalidade total, sendo estes cerca de 6%, 8% e 4%, respectivamente, associados a um aumento de $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ do nível de $\text{PM}_{2,5}$. Quanto às PTS e partículas grosseiras, estas não foram significativamente associadas com a mortalidade [Pope et al., 2002].

A associação da mortalidade com as partículas finas persiste, aumentando o controlo dos factores de risco individuais como a idade, sexo, raça, entre outros, sendo as evidências de elevado risco de mortalidade fortemente associadas com os níveis de $\text{PM}_{2,5}$, não se tendo verificado qualquer evidência de que a mortalidade associada com as PM foi devido a diferenças regionais ou outras espaciais que não foram controladas na análise [Pope et al., 2004].

Uma análise recente do estudo de coorte *Harvard Six Cities*, desenvolvida por Laden et al. (2006), alargou o período de seguimento do estudo por mais 8 anos com aproximadamente o dobro de número de mortes, verificando-se uma associação entre a mortalidade e níveis de $\text{PM}_{2,5}$, semelhante à verificada no estudo original, para mortalidade por todas as causas, cardiopulmonar e por cancro do pulmão. Contudo, as concentrações de $\text{PM}_{2,5}$ foram substancialmente menores durante o período de estudo, do que durante o estudo original, em especial para as duas cidades mais poluídas. As reduções nas concentrações de $\text{PM}_{2,5}$ foram associadas a um risco relativo reduzido de mortalidade, sendo mais reduzidos em cidades com maior diminuição das concentrações de $\text{PM}_{2,5}$. Os autores observaram que “esses resultados sugerem que os efeitos da mortalidade devido à exposição a longo prazo à poluição atmosférica podem ser, pelo menos, parcialmente reversíveis durante períodos de uma década” [Laden et al., 2006].

Em suma, apresenta-se seguidamente a figura (figura 10) resumindo algumas das principais estimativas de riscos relativos obtidas pelos estudos anteriormente caracterizados, relativamente à exposição a longo prazo à fracção $\text{PM}_{2,5}$.

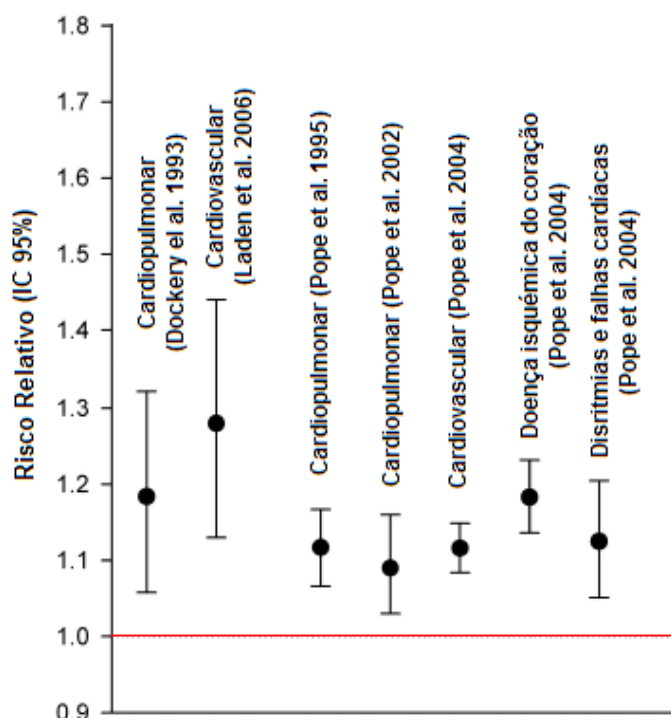


Figura 10 – Risco relativo para mortalidade por doenças cardiovasculares e outras relacionadas associado a um aumento de $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ de $\text{PM}_{2,5}$ obtido por alguns dos estudos seleccionados [adaptado de Pope e Dockery, 2006].

2.3.2. Avaliação da exposição humana

No processo de avaliação de risco, é fundamental possuir informações precisas sobre a exposição humana a poluentes perigosos emitidos por várias fontes, para avaliar os seus riscos potenciais.

Uma das problemáticas mais comuns quando se faz a avaliação de risco de partículas na saúde é a determinação das concentrações de exposição pessoal [Moschandreas et al., 2002]. A exposição a um dado agente perigoso pode ser definida como o evento que ocorre quando há contacto de uma fronteira, entre o Homem e o ambiente, com um poluente de concentração específica e durante um certo período de tempo.

Salienta-se que, embora a exposição esteja estabelecida como um conceito familiar a todos os cientistas de saúde ambiental, o seu significado varia, dependendo do contexto da discussão. Assim, deve-se concentrar nos conceitos, em vez de nos termos específicos, e como eles representam o cerne da avaliação de exposição.

A avaliação da exposição permite identificar e definir as exposições que ocorrem, ou são esperadas de ocorrer, em populações humanas, e consiste na avaliação quantitativa e qualitativa do contacto com o poluente, medindo ou estimando

a intensidade, frequência, duração do contacto, quantidade de pessoas expostas, e identificação da via de exposição (por exemplo, dérmica, respiratória) a determinado agente correntemente presente no ambiente, ou uma estimativa de uma hipotética exposição que se poderá dar da libertação de novos poluentes no ambiente [IPCS, 1993], [US NRC, 1983], [WHO, 2005].

Como apresentado na tabela 3, o processo de avaliação da exposição pode ser um complexo empreendimento que exija a análise dos diversos aspectos de contacto entre pessoas e substâncias perigosas.

A exposição à poluição do ar é, em grande medida determinada pela concentração de poluentes do ar em ambientes onde as pessoas passam o seu tempo, e a quantidade de tempo que aí despendem. No entanto é necessário salientar que "exposição" deve ser distinguida de "concentração", sendo esta última uma expressão quantitativa da quantidade de poluentes dentro de um determinado meio ambiente, uma vez que elevadas concentrações de poluição atmosférica não resultam necessariamente em exposição elevada.

Tabela 3 – Diferentes aspectos do contacto entre as pessoas e a poluição que são potencialmente importantes na análise da exposição [Sexton et al., 1995].

Agente (s)	Biológico, químico, físico, agente único, múltiplos agentes, misturas
Fonte (s)	Antropogénica/ não-antropogénica, área/pontual, estacionária/móvel, interior/exterior
Transporte	Ar, água, solo, poeiras, alimentos, produtos
Percorso (s) de Exposição	Ingestão de alimentos contaminados, inalação de ar contaminado no local de trabalho ou zona residencial
Concentração de exposição	mg/kg (alimentação), mg/L (água), $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ar), $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ (superfície contaminada), % em peso, fibras/ m^3 (ar)
Rota (s) de Exposição	Inalação, contacto dérmico, ingestão, múltiplas rotas
Duração da Exposição	Segundos, minutos, horas, dias, semanas, meses, anos, o tempo de vida
Frequência de Exposição	Continua, intermitente, cíclica, aleatória, rara
Definição (ões) de Exposição	Profissional/não - profissional, residencial/não – residencial, interior/exterior
População Exposta	População geral, subgrupos populacionais, indivíduos
Âmbito geográfico	Sítio/fonte específica, local, regional, nacional, internacional, global
Horizonte temporal	Passado, presente, futuro

A exposição, tal como definida anteriormente, diz respeito ao contacto de um agente biológico, químico, ou físico com o corpo humano, através da pele, boca ou nariz. O contacto mais frequente ocorre através de um meio transmissor (ar, água, alimentos, ou solo) que contém quantidades diluídas do agente poluente. A “concentração da exposição” (por exemplo, mg/L, $\mu\text{g}/\text{m}^3$) é definida como a

concentração de um agente ambiental, conduzido pelo meio transportador, no ponto de contacto com o organismo [WHO, 2000c].

A presença de substâncias perigosas no nosso ambiente não implica necessariamente um risco para a saúde humana ou para o ecossistema. A exposição é uma componente integrante e indispensável numa sequência de eventos que tenham potenciais consequências na saúde.

É útil ainda estabelecer uma distinção entre exposição a curto-prazo e longo-prazo devido às diferenças nos efeitos para a saúde. Para alguns compostos pode haver um efeito na saúde de longa exposição devido à acumulação no corpo (como compostos como o chumbo), enquanto que em curto prazo a exposição a estes pode mostrar pouco efeito sobre os seres humanos, a não ser quando concentrações elevadas são atingidas [Hertel et al., 2001].

Dependendo do objectivo de uma avaliação da exposição, o resultado final pode ser uma estimativa da intensidade, ritmo, a duração ou a frequência da exposição ou dose. Para avaliações do risco baseadas em relações dose-resposta, os resultados finais normalmente incluem uma estimativa da dose.

A avaliação de risco é um processo formalizado para estimar a amplitude, a probabilidade e a incerteza do ambiente induzido efeitos da saúde das populações. A avaliação da exposição é parte integrante deste processo, sendo determinada pela quantidade de poluição do ar (concentração) nos ambientes onde as pessoas passam o tempo e pela quantidade de tempo que gastam neles (tempo de exposição) [WHO, 2005].

Actualmente existem vários métodos para a avaliação da exposição humana a poluentes. Diferentes métodos de avaliação da exposição ter sido estabelecidos fornecendo diferentes estimativas de exposição, e diferem em relação à precisão, custo, a viabilidade, entre outros factores.

A exposição pode ser estimada através de dois métodos: avaliação directa, incluindo a medição no ponto-de-contacto e indicadores biológicos de exposição, e a avaliação indirecta, que inclui estimativas a partir da monitorização ambiental, modelação e questionários [US NRC, 1991a]. A escolha de qual abordagem utilizar depende, entre outros factores, da finalidade da avaliação, da disponibilidade de meios e medidas, bem como dos métodos adequados [WHO, 2000c].

● Métodos directos de quantificação da exposição

Nos métodos directos a exposição individual pode ser medida através da monitorização pessoal e monitorização biológica. Na monitorização pessoal são

usados amostradores que medem directamente a concentração de substâncias perigosas a que os indivíduos numa população estão expostos, independentemente do local onde se encontram [Cohrssen e Covello, 1989].

Os monitores pessoais para avaliar a exposição à poluição do ar podem ser agrupados em duas categorias gerais: amostradores integrados, que recolhem o poluente, ao longo de um determinado período e, em seguida, são devolvidos ao laboratório para análise, e amostradores contínuos que utilizam um sistema analítico para medir e registar a concentração dos poluentes no local. Em ambas as categorias, os instrumentos podem ser activos ou passivos. Os monitores activos utilizam uma bomba e uma fonte de energia para mover o ar através de um colectador ou sensor. Os monitores passivos dependem de difusão para trazer os poluentes em contacto com o colectador ou sensor [ACGIH, 1995].

A monitorização pessoal pode também envolver a amostragem de fluidos corporais humanos (por exemplo, sangue ou urina), em que a exposição pode ser estimada a partir da dose química real para o corpo, se ela se manifestar em algumas formas conhecidas mensuráveis através de um indicador interno (marcador biológico), tais como a concentração da substância ou dos seus metabolitos num tecido corporal ou material excretado [US NRC, 1991b]. Este é um método directo de estimativa da exposição e, representa o montante do contaminante absorvido pelo organismo.

Apesar da medição directa da exposição ser de operação fácil, a utilização de monitores pessoais levanta várias questões metodológicas, uma vez que a monitorização pessoal em estudos é complexa, dispendiosa, e demorada. Outros desafios incluem a selecção e recrutamento de indivíduos representativos, distribuição, manutenção e recuperação de muitos monitores, análises laboratoriais de muitas amostras e validação de muitos observadores em tempo real, bem como a transcrição e análise estatística dos dados de poluente em concentrações e tempo de actividade padrões [Wallace e Ott, 1982].

● Métodos indirectos de quantificação da exposição

Os métodos indirectos de exposição incluem estimativas derivadas de monitorização ambiental, modelos e questionários. Na monitorização ambiental a exposição é determinada pela combinação de medições de concentrações de poluentes em locais fixos com informações sobre as taxas de contacto com a sua média registada em dados diários, ou inquéritos do tempo de actividade gasto em ambientes específicos [Hertel et al., 2001], [WHO, 2000c].

Os modelos são usados para simular o comportamento dos agentes perigosos no meio ambiente quando dados de monitorização são insuficientes ou inadequados para estimar a exposição à substância em estudo. Na avaliação dos riscos estes modelos geralmente são referidos como modelos de exposição [Cohrssen e Covello, 1989].

Na aplicação de métodos indirectos na avaliação da exposição, a definição do conceito de microambiente é uma ferramenta prática e comum. Um microambiente é definido como um espaço tridimensional onde a concentração dos poluentes alvo num tempo especificado é espacialmente uniforme ou tem propriedades estatísticas constantes [Sexton e Ryan, 1988]. O microambiente pode ser o interior de um automóvel, o interior de uma habitação, ou áreas urbanas, suburbanas e rurais, entre outros.

De um modo geral, os modelos são ferramentas úteis para quantificar as relações entre a exposição a poluentes e variáveis explicativas importantes, bem como para a expansão de informação, existente de exposição, para estimar a exposição de novas populações e subgrupos, e futuros cenários de exposição. Modelos de exposição validados reduzem a necessidade de dispendiosos programas de medição [WHO, 2000c]. No entanto, o desafio consiste em desenvolver bases de dados e modelos de exposição que permitam a máxima extrapolação a partir de medições mínimas ou custos. Para além disso, todos os modelos ambientais são limitados pela incerteza dos dados utilizados nos modelos, e pela incerteza da escolha do modelo [Cohrssen e Covello, 1989].

Outro método indirecto é a utilização de questionários, fornecendo estes informações qualitativas e muitas vezes retrospectivas. Podem ser usados para categorizar inquiridos em dois ou mais grupos relativamente à sua exposição potencial, ou seja, exposto ou não exposto, elevada ou baixa exposição, e são comumente utilizados para este efeito em estudos epidemiológicos [WHO, 2000c]. Os questionários também podem ser utilizados para ajudar na interpretação dos dados pessoais e resultados de monitorização ambiental.

Salienta-se que no presente estudo irá ser utilizado como método de avaliação da exposição, um método indirecto, a monitorização ambiental em áreas urbanas.

Avaliação da exposição à poluição do ar é o estudo de como as pessoas experienciam essa exposição. Avaliação da exposição é, assim, parte integrante da gestão de qualidade do ar, e avaliação do risco na saúde. Ela exige estimativas da exposição que sejam precisas, exactas e biologicamente relevantes, para o período crítico de exposição, e que quantifique o alcance dos níveis de exposição no seio da população em estudo.

2.3.3. Caracterização do risco

A caracterização do risco é a última fase do processo de avaliação de risco e inclui a análise integrada dos resultados mais importantes desse processo. Essa análise integra e reúne as informações das etapas de identificação de perigo, da avaliação da relação dose-resposta e da avaliação de exposição, para fazer estimativas de risco para os cenários de exposição de interesse. [Samet et al., 1998].

Esta fase corresponde à estimativa da incidência e gravidade dos efeitos adversos que podem ocorrer numa população humana ou num domínio ambiental devido à exposição efectiva ou previsível a uma substância, podendo incluir a estimativa do risco, ou seja, a quantificação dessa probabilidade [Hertel, 1996].

A estimativa do risco é um resultado de grande interesse para agências mundiais de saúde ou gestores de risco para que estas possam tomar decisões, uma vez que prevê a ligação entre a ciência de saúde ambiental e política de saúde ambiental [Hertz-Picciotto, 1995].

As formas numéricas quantitativas de risco mais comumente utilizadas são o risco individual, o risco populacional ou número de casos atribuíveis, encurtamento da esperança de vida ou anos de vida perdidos, e o risco relativo [WHO, 1999].

O risco individual consiste na probabilidade de que um indivíduo irá desenvolver uma doença como resultado da exposição num período específico a um dado agente perigoso. O risco populacional envolve o número de casos decorrentes de um ano de exposição, ou que ocorrem num ano, ou seja, é o número esperado de casos com doença atribuíveis à exposição da população em estudo, num determinado período de tempo. As medidas do risco populacional apresentadas numa avaliação de risco devem ser definidas explicitamente porque o risco vai variar muito, se é calculado por um ano ou na duração do período de exposição [Cohrssen e Covello, 1989], [WHO, 1999].

Uma outra forma numérica de apresentar a estimativa do risco é a através dos anos de vida perdidos ou perda de esperança de vida, identificando os dias ou anos de vida perdidos devido a uma determinada exposição ou actividade. O risco relativo representa o risco da população exposta, em comparação com o risco de não exposição da população [Cohrssen e Covello, 1989]. Assim, é a probabilidade de um resultado negativo na saúde de pessoas expostas a um risco específico, em comparação com pessoas que não estão expostas. Por exemplo, se as pessoas que fumam durante um determinado período de tempo têm, em média, 15 vezes mais probabilidades de desenvolver cancro do pulmão do que aqueles que não fumam, o seu risco relativo é de 15 [WHO, 2002b].

A caracterização do risco é assim concebida para apoiar gestores de risco, fornecendo os elementos científicos essenciais e os fundamentos sobre risco de que eles necessitam para a tomada de decisão. Na caracterização do risco, estimativas do risco para a saúde humana sob cenários de exposição pertinentes são fornecidas. Assim, a caracterização de risco é uma avaliação e integração dos dados científicos disponíveis utilizados para estimar a natureza, importância e, sempre que possível, a magnitude dos riscos humanos e / ou ambientais. É importante que a caracterização do risco seja clara, transparente e racional.

A gestão de risco segue e constrói-se a partir de avaliação de risco, envolvendo e avaliando acções alternativas regulamentares e seleccionando a estratégia a ser aplicada.

Decisões políticas de saúde ambiental devem basear-se em ligações estabelecidas entre fontes de emissão, exposição humana e efeitos nocivos sobre a saúde. A cadeia de acontecimentos descritos na figura 11 é um "paradigma da saúde ambiental", representando simplificadaamente as principais etapas entre a emissão de agentes tóxicos para o ambiente e o resultado final como potencial doença ou disfunção em seres humanos. Esta série de eventos sequenciais serve como um quadro útil para a compreensão e a avaliação dos riscos ambientais da saúde [Sexton, 1992; Sexton et al., 1992].

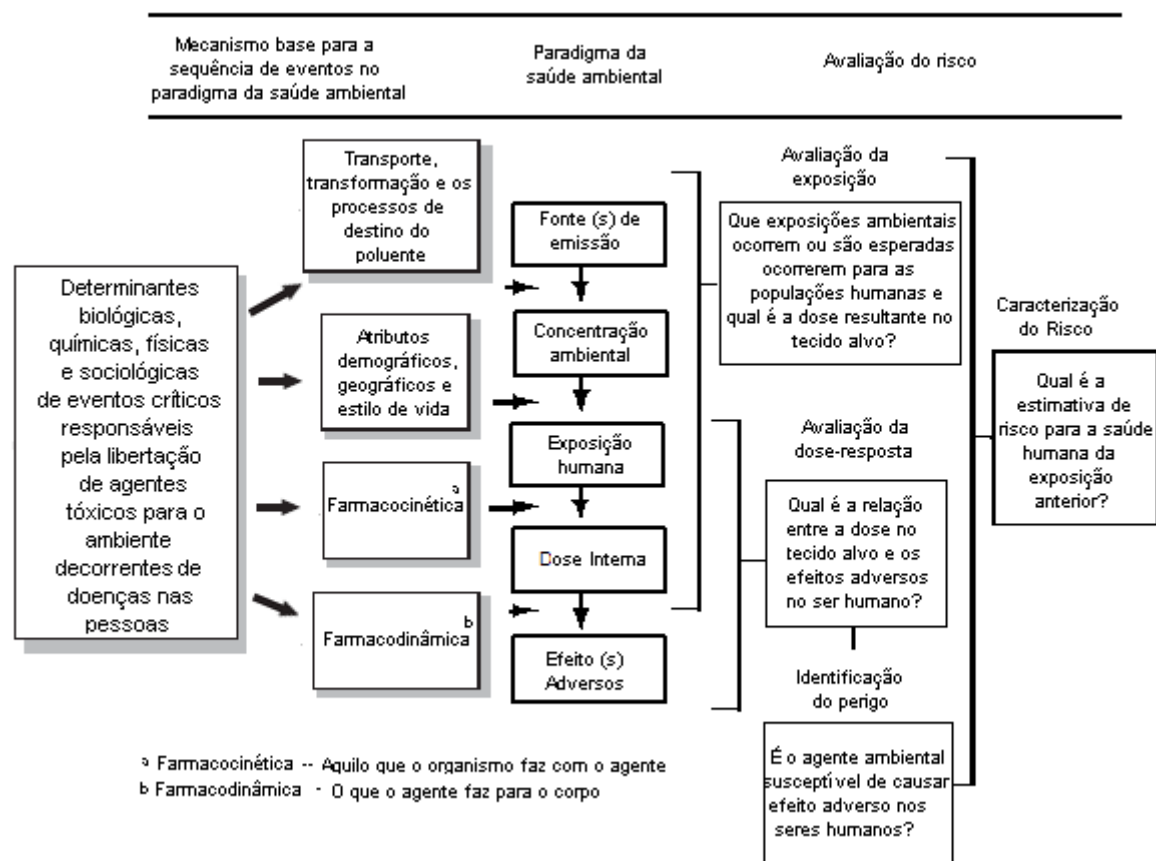


Figura 11 – O paradigma da saúde ambiental e a sua relação com a avaliação de riscos [Sexton et al., 1995].

A avaliação de risco é assim um processo iterativo que cresce em profundidade e alcance nos diversos estágios, procurando estabelecer prioridades, realizar estimativas preliminares e examinar a situação do modo mais completo possível para dar suporte à tomada de decisões regulamentares.

2.4. Quantificação do risco - Metodologias

As partículas atmosféricas, actualmente, têm assumido uma maior importância de investigação devido ao facto de para além de ser um poluente cujos efeitos são mais relevantes para a saúde humana, não existe, contrariamente à maioria dos poluentes, nenhum limiar de exposição do qual a exposição a partículas não origina efeitos [WHO, 2002a].

Face à grande necessidade de avaliar quais os potenciais riscos da inalação de partículas para saúde humana desenvolveram-se metodologias para a sua quantificação. Actualmente existe um conjunto de técnicas que permitem quantificar o risco associado a partículas inaláveis utilizadas por várias organizações e autores, tais como a US EPA, a OMS, entre outras. No entanto, na análise das metodologias propostas por estas organizações, caracterizadas seguidamente, verifica-se que existe alguma distinção, assentando esta fundamentalmente em:

- Indicadores de saúde e de poluição avaliados;
- Forma numérica de quantificação do risco;
- Função concentração-resposta obtida a partir de análises agrupadas em estudos epidemiológicos ou de meta-análises publicadas, podendo esta ser relatada como um declive de uma linha de regressão (coeficiente de risco) ou um risco relativo para uma determinada exposição.

Contudo, para determinação do risco relativo (RR) as metodologias de quantificação do risco baseiam-se num modo geral na seguinte função concentração-resposta (dose-resposta) (equação 1):

$$RR = \exp[\beta \times (X - X_0)] \quad (\text{eq. 1})$$

Em que:

β - Coeficiente de risco

X - Concentração actual [$\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$]

X_0 - Concentração de referência (fundo ou “alvo”) [$\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$].

Assim, com base nesta equação é quantificado o risco relativo associado às concentrações actuais acima da concentração de base ou referência, que pode ser um valor de legislação.

2.4.1. Metodologia utilizada pela US EPA

A US EPA tem vindo a aperfeiçoar o paradigma do risco através de deliberações do Fórum de Avaliação de Risco, Conselho de Ciência Política, e de outros órgãos.

A avaliação de risco aplicada pela US EPA pretende oferecer aos cidadãos e reguladores, informações sobre poluentes naturalmente presentes ou compostos que estão ligados a problemas de saúde. Esta avaliação é conduzida para locais e produtos químicos específicos. No local de avaliação, as quatro fases do processo são utilizadas para estimar a probabilidade de que o contacto com os produtos químicos do local irá prejudicar as pessoas, no presente e futuramente. O primeiro passo do processo é a recolha de dados e avaliação, incluindo a amostragem. O próximo passo é avaliação da exposição, seguido de avaliação da toxicidade e, em seguida, a caracterização de risco para revelar quais os produtos químicos que representam riscos e quais são os seus riscos para a saúde.

De acordo com a US EPA, o objectivo da avaliação de risco de PM para a saúde consiste em fornecer estimativas quantitativas dos riscos associados para a saúde pública a 1) actuais níveis de qualidade do ar, 2) níveis projectados de qualidade do ar que ocorrem após a realização das actuais normas de PM₁₀, e 3) a níveis projectados de qualidade do ar que iriam ocorrer após a realização das normas alternativas de PM_{2,5}.

A presente abordagem de análise de risco para a saúde associado com PM centra-se e selecciona como efeitos na saúde o aumento diário de mortalidade, o aumento de admissões hospitalares por causas respiratórias e cardiopulmonares, recorrendo esta organização, no sentido de quantificar a mudança da incidência de um dado efeito na saúde correspondente à diferença entre os níveis de PM em condições "tal como está" e cenários padrões alternativos, aos três componentes-chave seguintes para um determinado indicador de saúde e cidade seleccionada:

- **Informações de Qualidade do Ar** incluem: (1) dados de monitorização de qualidade do ar "tal como está" para PM_{2,5} e PM₁₀ a partir de monitores das cidades seleccionadas, (2) estimativas de fundo de concentrações de PM adequadas para essas localidades
- **Função concentração-resposta**: Na tabela I.1 do anexo I encontram-se resumidos os estudos epidemiológicos considerados nesta análise apresentados pelo relatório "*Air Quality Criteria for Particulate Matter*" para

fornecer a relação estimada de concentração-resposta para uma variedade de resultados na saúde associados com exposições a PM₁₀ e/ou PM_{2,5}. Apenas os estudos baseados em PM₁₀ e/ou PM_{2,5} como uma medida de PM são utilizados nesta análise.

- **Taxas de incidência base de efeitos na saúde:** A terceira componente requerida na avaliação de risco associada a PM é uma estimativa da taxa de incidência base dos efeitos na saúde correspondente a níveis de PM "tal como está", que expressam a ocorrência de uma doença ou evento (por exemplo, asma, internamento hospitalar, morte), geralmente por ano.

Por fim, a presente abordagem no sentido de quantificar o risco recorre a um modelo dado na equação 2, que evidencia a relação entre as alterações nas concentrações ambientais de PM (Δx), e as alterações na incidência do efeito na saúde (Δy), baseado na relação concentração-resposta (reflectida por β , coeficiente de risco derivado de estudos epidemiológicos), e a taxa de incidência base do efeito na saúde (y), para um determinado parâmetro na saúde.

$$\Delta y = y \times [e^{\beta \times \Delta x} - 1] \quad (\text{eq. 2})$$

O modelo de avaliação de risco apresentado na equação 2 baseia-se numa função concentração-resposta em que o logaritmo natural da incidência dos efeitos na saúde é uma função linear da concentração de PM.

Ao apresentar esta avaliação do risco, a US EPA adverte que, apesar da consistência e coerência das evidências epidemiológicas no que diz respeito à existência de efeitos, os resultados quantitativos do risco relativo derivados destes estudos incluem significativa incerteza. Devido às incertezas nos resultados da concentração-resposta do estudo, as estimativas de risco desenvolvidas nesta avaliação não devem ser interpretadas como medidas precisas de risco [US EPA, 1996].

2.4.2. Metodologia desenvolvida pela OMS

A Organização Mundial de Saúde, incluindo o Instituto Regional para a Europa, tem uma longa tradição em estabelecer políticas e promover acções tendentes a melhorar o ambiente e, assim, melhorar a saúde humana.

Para facilitar o uso das evidências acumuladas sobre riscos na saúde associados à poluição do ar na decisão política e no debate público, o programa de

qualidade do ar da OMS / Europa promove comentários de dados científicos relativos aos efeitos na saúde pela poluição do ar, desenvolve métodos para quantificar esses riscos pela poluição atmosférica, bem como, promover ajuda a países para construir capacidades para avaliação de riscos e para desenvolverem uma política sustentável da qualidade do ar.

Dentro da estratégia global da OMS sobre a qualidade do ar e saúde, o programa de qualidade do ar da OMS / Europa desenvolveu métodos para fomentar o conhecimento sobre a carga da doença (*burden of disease- BoD*) na saúde devido à poluição do ar como base para a elaboração de uma política ambiental. Neste sentido, foi criado por esta organização o software “*Air quality health impact assessment*” e ainda desenvolvida uma metodologia de avaliação da carga de doenças devido à poluição do ar exterior, sendo estas duas abordagens descritas seguidamente.

● Avaliação do impacto na saúde da qualidade do ar (AirQ 2.2)

O Centro Europeu para o Ambiente e Saúde da OMS (*WHO European Centre for Environment and Health*), lançou em 1999 um programa que visa avaliar as capacidades dos Estados-Membros para monitorizar e avaliar o impacto na saúde da poluição do ar a nível local, regional e nacional. Este programa proporciona uma visão global da magnitude e da distribuição geográfica da exposição à poluição atmosférica seus efeitos na saúde nos principais centros urbanos e aglomerações em toda a região europeia da OMS. Neste sentido, foi desenvolvido o software AirQ que permite aos utilizadores avaliar o impacto da poluição atmosférica na saúde humana.

O software AirQ 2.2 consiste em duas partes independentes. Uma que permite a estimativa dos efeitos a curto prazo das alterações na poluição do ar (baseado em estimativas a partir de estudos de séries temporais), e uma outra parte que permite estimar os efeitos da exposição a longo prazo utilizando o método de “tabelas de vida” (baseando-se nas estimativas de risco a partir de estudos de coorte).

A selecção dos parâmetros de saúde e da qualidade do ar deve basear-se, em geral, na existência de fortes evidências epidemiológicas, disponibilidade das estimativas do efeito e na coerência no momento do impacto.

A OMS propõem o princípio que “uma população – um valor médio para um período específico” para indicadores de poluição atmosférica. Isto significa que um perfil da população exposta e/ou um perfil de subgrupos de população exposta será calculado com base na média dos dados disponíveis correspondentes a partir de

estações válidas, que representam a exposição da população sob vigilância [WHO, 1995].

De acordo com esta abordagem, a exposição pode ser estimada com base em concentrações ambientais, fornecida pela rede de monitorização existente para uma (ou mais) estação de monitorização na zona urbana (aglomeração) de interesse para o respectivo período de tempo. Os dados de qualidade do ar são considerados em termos das concentrações de vários poluentes, como PTS, BS, PM₁₀, PM_{2,5}, SO₂, NO₂ e O₃ (média de 1 hora e média de 8 horas) e Pb. Para avaliação dos efeitos devido a exposição a longo prazo apenas são analisadas as PTS, BS, PM₁₀ e PM_{2,5}, em termos de concentração média anual.

Relativamente à estimativa dos efeitos da exposição a curto prazo, o impacto de um poluente na saúde humana tem sido considerado em termos de mortalidade e morbilidade para o respectivo período de tempo. A mortalidade é analisada em termos de mortalidade total (por todas as causas) e por causas específicas (mortalidade cardiovascular e mortalidade por doenças respiratórias). Relativamente à morbilidade, esta pode ser por efeitos crónicos como internamentos hospitalares por doenças respiratórias, internamentos hospitalares por doenças respiratórias mas para grupos etários específicos, admissões hospitalares por doenças cardiovasculares. Também pode ser analisada em termos de efeitos agudos incidindo na análise de enfarte do miocárdio, bronquite aguda entre os 0 e 14 anos e ataques de asma em crianças e em adultos.

A quantificação do impacto na saúde (do parâmetro seleccionado) pela exposição ao poluente atmosférico pré-definido baseia-se no conceito de proporção de risco atribuível.

Relativamente à estimativa dos efeitos da exposição a longo prazo, o software AirQ permite calcular os efeitos na saúde atribuíveis às mudanças na exposição a longo prazo à poluição atmosférica. A avaliação utiliza elementos gerados por estudos de coorte epidemiológicos demonstrando um aumento no risco de mortalidade em populações residentes em áreas com uma média superior ao nível de poluição do ar a longo prazo. O pressuposto subjacente do processo é a aplicabilidade das estimativas do risco relativo e as funções concentração-resposta estimadas em estudos epidemiológicos na população alvo.

Em termos de resultados, o programa permite que os efeitos devido a exposição a longo prazo à poluição do ar sejam avaliados em termos de redução de anos de esperança de vida numa determinada idade, e ainda em termos de anos de vida perdidos (*Years of Life Lost* - YoLL) numa população exposta a um determinado nível de poluição do ar durante um período específico. Como apresentado na secção

2.3.3, esta é uma outra forma de apresentar o risco associado, constituindo-se mais simples de interpretar os resultados, facilitando assim na definição de prioridades para controlar a poluição do ar.

Os parâmetros na saúde relacionados com a poluição do ar considerados nesta análise são mortalidade por todas as causas ou por causas específicas de morte (por doença cardiopulmonar e cancro do pulmão), podendo os cálculos ser baseados nos coeficientes de risco fornecidos pelo usuário ou valores padrões da OMS.

Uma versão mais avançada do programa permite a alteração do nível de poluição, tendo em conta o tempo, futuras taxas de natalidade, o peso dos anos de vida perdidos em diferentes idades ou diferentes alturas no futuro.

● Avaliação da carga da doença devido à poluição do ar exterior

Uma outra abordagem apresentada pela OMS para avaliar os efeitos das partículas atmosféricas na saúde humana foi desenvolvida para sintetizar mais exaustivamente as evidências disponíveis sobre determinantes da saúde, designando-se por carga da doença (BoD).

No que diz respeito à poluição do ar exterior, foi desenvolvido o relatório “*Outdoor air pollution: assessing the environmental burden of disease at national and local levels*” [Ostro, 2004], abordando a metodologia a este nível. Este guia descreve um método para quantificar a carga ambiental da doença (*environmental burden of disease – EBD*) associados com a poluição atmosférica exterior. Tal estimativa pode ser realizada a nível de um país ou cidade, de acordo com dados de exposição e de saúde disponíveis localmente, e pode ser usado como auxílio em decisões relativas à qualidade do ar.

Nesta abordagem a exposição à poluição atmosférica é avaliada apenas em termos de partículas em suspensão, medidas como PM₁₀ ou PM_{2,5}. A exposição da população é caracterizada pelas concentrações de exposição e pelo número de pessoas expostas aos vários níveis de poluição.

No que diz respeito às estimativas da carga ambiental da doença devido à poluição do ar exterior são baseadas em três diferentes indicadores de saúde: mortalidade por todas as causas em toda a população e mortalidade por doenças respiratórias em lactentes e crianças com idade inferior a 5 anos associadas com a exposição a curto prazo apenas à fracção PM₁₀, e mortalidade nos adultos (por doença cardiopulmonar e cancro do pulmão) relacionada com exposição a longo prazo à fracção PM_{2,5}.

Os indicadores de saúde, as funções do risco relativo e coeficiente de risco sugerido por esta metodologia encontram-se resumidos na tabela 4.

Tabela 4 – Indicadores de saúde e funções de risco recomendadas para o cálculo de EBD pela OMS [Ostro, 2004].

Resultado e tipo de exposição	Fonte	Função do risco relativo	Coeficiente β sugerido (IC 95%)	Subgrupo
Mortalidade por todas as causas e exposição a curto prazo a PM_{10}	Meta-análise	$RR = \exp [\beta \times (X - X_0)]$	0.0008 (0.0006 - 0.0010)	Todas as idades
Mortalidade por doenças respiratórias e exposição a curto prazo a PM_{10}	Meta-análise	$RR = \exp [\beta \times (X - X_0)]$	0.00166 (0.00034, 0.0030)	Idade < 5 anos
Mortalidade cardiopulmonar e exposição a longo prazo a $PM_{2,5}$	Pope et al. (2002); R Burnett	$RR = [(X + 1)/(X_0 + 1)]^\beta$	0.15515 (0.0562, 0.2541)	Idade > 30 anos
Cancro do pulmão e exposição a longo prazo a $PM_{2,5}$	Pope et al. (2002); R Burnett	$RR = [(X + 1)/(X_0 + 1)]^\beta$	0.23218 (0.08563, 0.37873)	Idade > 30 anos

Para o indicador mortalidade por todas as causas e por doenças respiratórias associada com a exposição a curto prazo, foi efectuada uma meta-análise de vários estudos de séries temporais, envolvendo uma reavaliação de estudos realizados em várias cidades em conjunto, verificando a sua coerência com os estudos realizados em cada cidade individualmente.

A evidência de que a exposição diária à poluição atmosférica aumenta a taxa de mortalidade para todas as idades inclui dados específicos para lactentes e crianças com idade inferior a 5 anos. Combinando estas estimativas provenientes de seis estudos (tabela I.2, anexo I), esta abordagem estimou que um aumento da concentração de PM_{10} de $10 \mu g.m^{-3}$ resulta num aumento médio de 1,66% na mortalidade diária por infecções respiratórias agudas em crianças com idade entre os 0 e 5 anos. Assim, de modo a quantificar os riscos relativos associados deve ser utilizado o modelo da equação 1, mas considerando $\beta = 0,00166$, com um intervalo de confiança (IC) de 95% de 0,00034 – 0,0030.

No que diz respeito ao cálculo de risco de mortalidade associado com a exposição a longo prazo, apenas é analisado em termos de concentração de $PM_{2,5}$, baseando-se esta metodologia nas estimativas do estudo realizado por Pope et al. (2002), uma vez que o número de cidades e o tamanho da amostra é muito superior do que nos restantes, bem como as estimativas de risco deste estudo sobrepõem-se

com as de Dockery et al. (1993). Nos dados publicados no estudo anterior de Pope et al. (1995) foi utilizada uma função linear de exposição. No entanto, de acordo com esta metodologia, esta função é inadequada para ser extrapolada a níveis mais elevados observados em algumas grandes cidades por todo o mundo.

Neste sentido, para obter um modelo mais realista a função concentração-resposta foi reestimada usando uma função de exposição log-linear (ou seja, uma função cujo declive aplanar para elevadas concentrações) para estimar a EBD, sendo ainda proposto utilizar a média de todos os anos de exposição disponíveis, uma vez que a estimativa resultante da EBD é susceptível de ter o mínimo de erros de medição.

Salienta-se que nesta abordagem, para determinação do risco relativo pressupõem-se como concentração de referência uma concentração de fundo, ou seja, o nível que existiria sem qualquer intervenção humana, sendo esta assumida ser cerca de $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ para a fracção PM_{10} , e para a fracção $\text{PM}_{2,5}$ é assumindo o valor de $3 \mu\text{g.m}^{-3}$, ou a menor concentração observada no estudo original ($7,5 \mu\text{g.m}^{-3}$) de Pope et al. (1995), podendo ser também considerado valores regulamentares.

Por fim, tendo cada um dos riscos relativos sido determinados, proporção atribuível (*attributable proportion* - AP) dos efeitos na saúde devido à poluição atmosférica pode ser também calculada.

2.4.3. Metodologia utilizada no projecto APHEIS

Criado em 1999, o programa *Air Pollution and Health: A European Approach System* (APHEIS) recolhe dados epidemiológicos informatizados em vinte e seis cidades de doze países europeus. Estes parâmetros tentam avaliar o impacto na saúde da poluição atmosférica ambiental.

O projecto APHEIS visa satisfazer as necessidades de informação dos indivíduos e organizações na Europa preocupadas com o impacto da poluição do ar na saúde humana, e em especial as necessidades dos indivíduos que influenciam e definem as políticas nesta área a nível europeu, nacional, regional e local.

O objectivo da avaliação de risco do programa APHEIS é proporcionar em termos de resultados o número de casos na saúde que poderiam ser evitados ou o ganho na esperança de vida devido à poluição atmosférica na população-alvo. Isto permite avaliar diferentes cenários políticos para reduzir os níveis de poluição do ar e auxiliar a avaliar novas directivas de qualidade do ar.

O trabalho em rede deste programa assenta sobre um método standardizado que se apoia nas recomendações apresentadas no documento “*Guidelines on the Assessment and Use of Epidemiological Evidence for Environmental Health Risk Assessment*” da OMS e foi aplicado a todas as cidades abrangidas pelo estudo. Segundo estas orientações, a avaliação do impacto na saúde envolve a quantificação da carga na saúde esperada devido à exposição ambiental numa população específica.

O programa APHEIS, no seu método de análise de risco para a saúde, apesar de ter usado como ponto de partida as directrizes desenvolvidas pela OMS, também desenvolveu a sua própria estatística normalizada e directrizes [Medina et al., 2001].

Inicialmente, este projecto era construído por uma base de dados de 12 cidades em 9 países europeus [Katsouyanni et al., 1995]. Ultimamente, foi desenvolvida uma terceira fase, o estudo Apeis-3, aplicada em 26 cidades europeias, de 12 países europeus, introduzindo novos aspectos metodológicos para determinação dos efeitos da poluição atmosférica na saúde [APHEIS, 2004].

Este estudo constatou mais uma vez que as partículas atmosféricas contribuem de modo não negligenciável para a mortalidade humana, na medida em que estimou que cerca de 16 926 mortes prematuras (11 612 mortes por doenças cardiovasculares e 1 901 mortes por cancro no pulmão) poderiam ser anualmente evitadas se a exposição a longo prazo às concentrações de $PM_{2.5}$ monitorizadas reduzissem para o valor de $15 \mu g.m^{-3}$, enquanto que, relativamente ao impacto da exposição a longo prazo à fracção PM_{10} poderiam ser impedidas anualmente 21 828 mortes prematuras com a redução das suas concentrações médias anuais para o valor de $20 \mu g.m^{-3}$, apresentando-se no anexo II alguns resultados detalhados obtidos para cada cidade do estudo.

Em termos de parâmetros na saúde, foram considerados nesta última avaliação do projecto APHEIS efeitos agudos causados por PM_{10} e BS na mortalidade prematura e internamentos hospitalares. Também são avaliados os impactos na mortalidade prematura devido a exposição a longo prazo a PM_{10} e $PM_{2.5}$. Assim, a avaliação de impacto na saúde utilizada no projecto APHEIS também se encontra dividida em avaliação do risco associado com a exposição a curto prazo e avaliação do risco devido a exposição a longo prazo, diferenciando entre si quer na metodologia utilizada, quer nos indicadores considerados.

Na avaliação do impacto na saúde devido à exposição a curto prazo, para fornecer uma melhor compreensão dos efeitos das partículas atmosféricas na saúde humana ao longo do tempo, são consideradas dois tipos de funções concentração-resposta, uma para avaliar os efeitos associados com a exposição a muito curto prazo,

geralmente 1 ou 2 dias, e outra função para avaliar os efeitos na saúde devido à exposição cumulativa, até 40 dias.

No que diz respeito a análise do risco associado com a exposição cumulativa de curto prazo, esta metodologia baseia-se em estudos epidemiológicos desenvolvidos por Zanobetti et. al., analisando-se o efeito associado com a exposição cumulativa, até 40 dias, por mortalidade por todas as causas (excluindo mortes externas - por acidente ou suicídio) [Zanobetti et al., 2002] e mortalidade devido a doenças respiratórias e doenças cardiovasculares [Zanobetti et al., 2003].

Na avaliação associada com a exposição a longo prazo, relativamente à exposição a PM_{10} , é considerada uma função CR que foi utilizada no estudo Apheis-2. Esta função CR baseia-se no primeiro estudo desenvolvido pela ACS e no estudo *Six Cities* [Kunzli et al., 2000]. Para a exposição a longo prazo a $PM_{2.5}$ utiliza-se a média das estimativas de um estudo mais recente da ACS relativamente a $PM_{2.5}$ [Pope et al., 2002], sendo os resultados na saúde estudados relativamente a mortalidade por todas as causas, mortalidade cardiopulmonar e mortalidade por cancro do pulmão.

Salienta-se que nesta análise são estudados os benefícios da redução dos poluentes analisado, para diferentes cenários, ou seja, são avaliados os benefícios de reduzir a concentração ambiental do poluente para um dado valor alvo, podendo este estar regulamentado ou não. Deste modo, o projecto APHEIS propõe e considera uma série de níveis de referência de partículas atmosféricas usados em diferentes cenários, em vez da concentração de “fundo” de um dado poluente, uma vez que assume que não existe um valor limiar abaixo do qual a poluição atmosférica não apresenta qualquer risco para a saúde pública.

Os diferentes níveis de referência considerados pelo projecto APHEIS, bem como as estimativas de risco relativo utilizados e respectivos estudos epidemiológicos de referência, para os diferentes poluentes analisados, encontram-se na tabela I.3 e na tabela I.4, do anexo I.

A quantificação do risco na saúde desenvolvida pelo projecto APHEIS é conduzida em termos de número de casos atribuíveis, como forma de apresentação do risco, recorrendo para este fim ao modelo representado na figura 12.

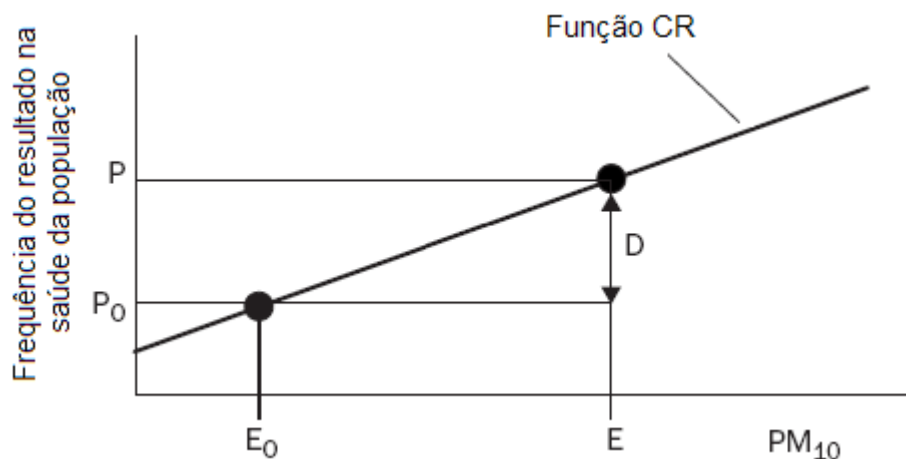


Figura 12 – Modelo para determinar o número de casos atribuíveis à poluição atmosférica [Künzli et al., 2000].

Baseada na função CR (declive ou RR, a partir dos estudos epidemiológicos considerados), na frequência do resultado na saúde da população, P (ou seja, a prevalência, incidência ou número de dias) e o respectivo nível de exposição (E), e considerando ainda os níveis de referência nos diferentes cenários (E_0), é possível determinar o número de casos atribuíveis (D) na população em estudo.

Contudo, para aplicação do modelo anterior o projecto APHEIS recorre a uma folha de cálculo do software Excel, designada por programa PSAS-9.

O programa PSAS-9 é uma ferramenta de apoio para realizar avaliações do impacto na saúde associado à poluição atmosférica urbana, de acordo com a metodologia recomendada pelo *Institut de Veille Sanitaire* (InVS), tendo sido desenvolvido pelo *French Surveillance System on Air Pollution and Health*. Esta ferramenta permite a realização de uma avaliação automatizada e padronizada do risco na saúde para vários indicadores de poluição atmosférica e indicadores de saúde, de acordo com vários cenários, calculando o número de óbitos atribuíveis.

Para além de analisar em termos de número de casos atribuíveis, o projecto APHEIS também analisa em termos de número de anos ganhos da esperança de vida e YoLL, mas apenas para a exposição a longo prazo à fracção PM_{2.5}. Para esse efeito, recorre ao módulo “tabelas de vida” do software AirQ 2.2., desenvolvido pela OMS, referido anteriormente.

Salienta-se que a metodologia, bem como dados de entrada, inerentes a estes dois modelos utilizados na quantificação do risco desenvolvida pelo projecto APHEIS será abordada pormenorizadamente no capítulo 3.3 uma vez que esta metodologia será utilizada no presente estudo para avaliação de risco em áreas urbanas, e importa, neste âmbito, especificá-la com maior detalhe.

2.5. Legislação nacional e comunitária

A publicação que veio determinar um novo quadro legislativo e estabelecer linhas de orientação da política de gestão da qualidade do ar ambiente³ na União Europeia foi a Directiva-Quadro n.º 1996/62/CE, de 27 de Setembro. Esta tem como objectivo harmonizar os procedimentos de avaliação e de informação ao público e de preservar/melhorar a qualidade do ar ambiente.

Devido às suas características muito particulares, a Directiva-Quadro n.º 1996/62/CE não estabelece valores normativos para qualquer poluente. Assim, são as “Directivas-Filhas” que vêm regulamentar cada poluente específico e que têm por objectivo concretizar os princípios e disposições da Directiva-Quadro, fixando os valores-limite e limiares de alerta para os diferentes poluentes atmosféricos abrangidos pelo Anexo I da Directiva-Quadro, bem como técnicas de medição e requisitos de controlo.

A publicação da Directiva n.º 1999/30/CE (1ª “Directiva – Filha”), de 22 de Abril, veio estabelecer as primeiras normas quantitativas que os diferentes Estados-Membros teriam de verificar, sendo esta que estabeleceu os valores limites para as partículas em suspensão, entre outros poluentes no ar ambiente.

Relativamente à legislação nacional, foi com o Decreto-Lei n.º 276/99, de 23 de Julho, que a Directiva-Quadro n.º 1996/62/CE foi transposta para a ordem jurídica interna a, introduzindo profundas alterações no quadro legislativo da gestão da qualidade do ar, que estava definido, e bastante desactualizado, no Decreto-Lei n.º 352/90. No entanto, o primeiro veio sofrer alterações com a recente publicação do Decreto-Lei n.º 279/2007, de 6 de Agosto.

No desenvolvimento e aplicação do Decreto-Lei n.º 276/99, constata-se a necessidade de criar os instrumentos necessários para o seu integral cumprimento, entre os quais avultam os planos de melhoria da qualidade do ar e respectivos programas de execução. É pois neste quadro que surge o presente decreto-lei (Decreto-Lei n.º 279/2007), o qual visa, em função do resultado do trabalho já efectuado a nível nacional, otimizar a resposta administrativa para a problemática da qualidade do ar, nomeadamente através da definição de um conjunto de procedimentos que, envolvendo os diferentes ministérios e respectivos serviços, a administração local e outras entidades relevantes, garantam a aprovação, aplicação e acompanhamento dos planos de melhoria da qualidade do ar e respectivos programas de execução.

³ Ar ambiente é o ar exterior, ao nível da troposfera, excluindo os locais de trabalho.

Foi com o Decreto-Lei n.º 111/2002, de 16 de Abril, que a 1ª “Directiva – Filha” foi transposta para o direito português, estabelecendo em Portugal os valores limite e os limiares de alerta para as partículas em suspensão, SO₂, NO₂ e NO_x e chumbo no ar ambiente, e ainda para o benzeno e monóxido de carbono no ar ambiente (transposição da “Directiva-Filha” n.º 2000/69/CE). Para além disso, este Decreto-Lei determina os métodos e critérios de avaliação das respectivas concentrações e normas sobre informação do público, com vista a evitar, prevenir ou limitar os efeitos nocivos das substâncias atrás referidas sobre a saúde humana e sobre o ambiente na sua globalidade e a preservar e a melhorar a qualidade do ar [Decreto-Lei n.º 111/2002].

Relativamente à matéria particulada, é importante salientar que a antiga legislação europeia, considerava apenas as Partículas Totais em Suspensão (PTS). Actualmente dá-se mais importância às partículas de menores dimensões, por causa de sua maior contribuição na saúde humana. Consequentemente, a legislação europeia apenas estabelece os valores-limite para as partículas com diâmetro inferior a 10 µm (PM₁₀). No entanto este decreto já faz uma referência para a medição das partículas menores que 2,5 µm (PM_{2,5}) [Decreto-Lei 111/2002].

A introdução de novos valores-limite, diário e anual (tabela 5) em Portugal, bem como nos restantes Estados-membros, tem vindo a apresentarem-se mais restritivos e exigentes.

Tabela 5 – Valores-limite para as partículas em suspensão atmosféricas estabelecidos no Decreto-Lei nº 111/2002, de 16 de Abril.

Data de cumprimento	2005	2010 ^(a)
Fracção PM medida	PM ₁₀	PM ₁₀
Valor Limite Anual	40 µg.m ⁻³	20 µg.m ⁻³
Valor Limite Diário	50 µg.m ⁻³	50 µg.m ⁻³
Nº de excedências permitidas anualmente	35	7

^(a) Valores-limite indicativos a rever à luz de novas informações sobre os efeitos na saúde e no meio ambiente, viabilidade técnica e experiência adquirida com a aplicação dos valores-limite para a 1.ª fase (2005) nos Estados-membros.

Salienta-se que, à luz da Directiva nº 1999/30/CE, os Estados-Membros devem tomar as medidas necessárias para garantir que as concentrações de PM₁₀ no ar ambiente, avaliadas em conformidade com as regras da directiva, não excedam os valores - limite estabelecidos na secção I do Anexo III, com efeitos a partir das datas indicadas.

Recentemente, foi adoptada uma directiva relativa à qualidade do ar ambiente e a um ar mais limpo na Europa, reflectindo fielmente a proposta pela Comissão Europeia em 15 de Setembro de 2005, na qual são estabelecidas normas obrigatórias

para as partículas finas (PM_{2,5}), contudo, até a data deste trabalho, ainda não foi publicada no Jornal Oficial da União Europeia.

A directiva prevê que, até 2020, os Estados-Membros reduzam, em média 20%, a exposição às PM_{2,5} nas zonas urbanas, relativamente aos níveis de 2010. Os Estados-Membros ficam igualmente obrigados a reduzir os níveis de exposição nessas zonas para valores inferiores a 20 µg.m⁻³ até 2015. O mais tardar em 2015, mas, se possível, já em 2010, os Estados-Membros terão ainda de respeitar, em todo o seu território, o valor máximo de 25 µg.m⁻³ fixado para as PM_{2,5}.

3. Caso de Estudo

No âmbito do presente trabalho, o objectivo principal é quantificação do risco de mortalidade associado à exposição a diferentes níveis de concentração de partículas inaláveis, recorrendo-se à aplicação de uma metodologia (PSAS-9 e AirQ) igualmente adoptada no projecto APHEIS, e alguns pressupostos considerados.

O presente processo de avaliação de risco para a saúde humana associado à exposição a partículas envolve o conhecimento sobre a concentração das suas diferentes fracções (PM_{10} e $PM_{2,5}$), bem como dados estatísticos de diferentes subgrupos populacionais, limitando assim a selecção da área e do período de estudo.

3.1. Caracterização da escala temporal e área de estudo

A avaliação de risco para a saúde humana associada a partículas inaláveis será efectuada para os limites espaciais da Área Metropolitana de Lisboa (AML) e da Área Metropolitana do Porto (AMP) (figura 13), e terá como período de estudo o ano de 2004.

Apesar de existirem dados disponíveis de monitorização de qualidade do ar para área em estudo para o presente ano civil (2008), bem como dados estatísticos populacionais, a disponibilidade de dados relativos aos indicadores de saúde definiu como período de avaliação de risco considerado no presente estudo o ano de 2004, uma vez que este era o ano mais recente que apresentava dados de mortalidade por indicador de saúde, sexo e idade.

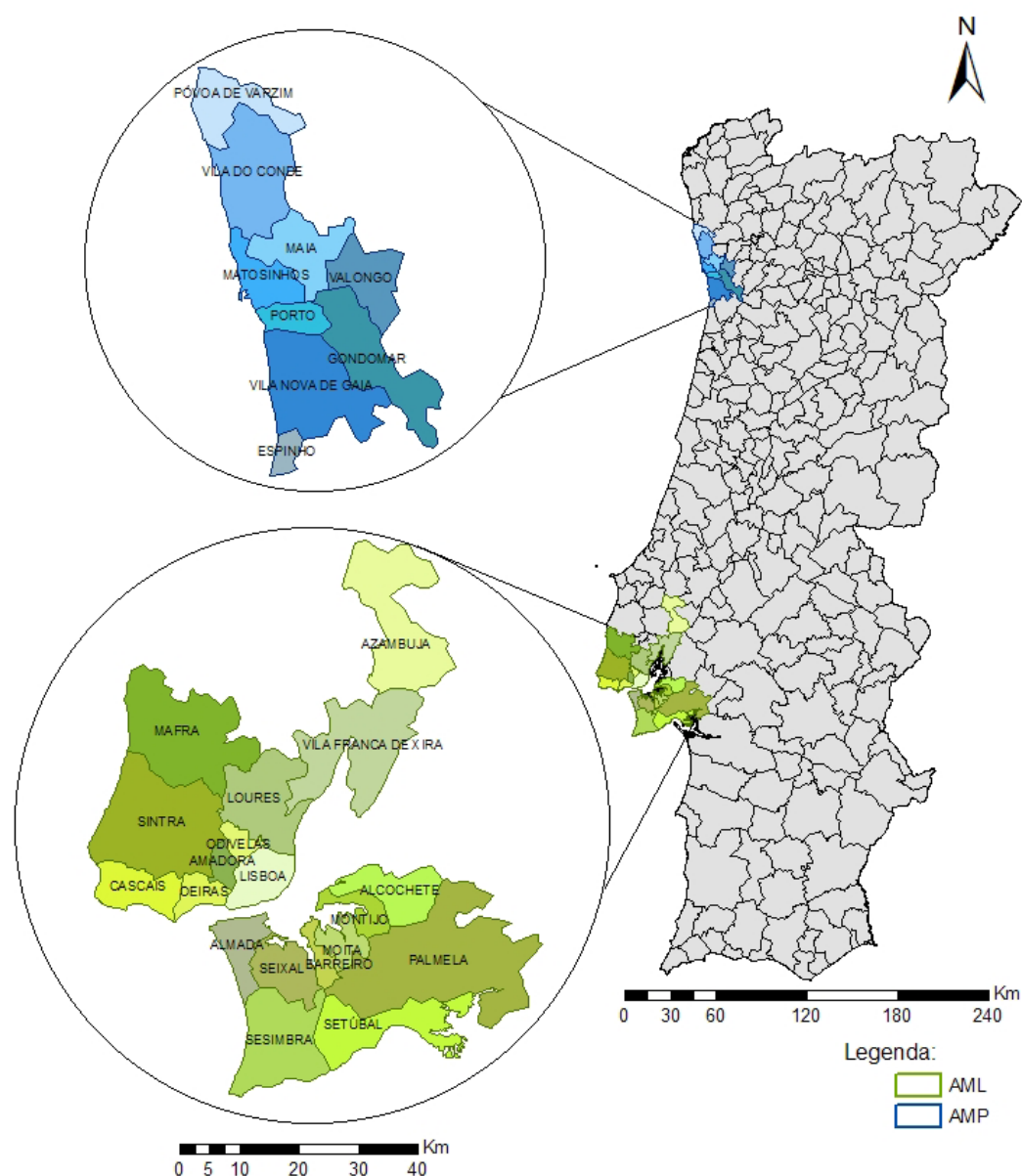


Figura 13 – Localização geográfica da área de estudo.

3.1.1. Área Metropolitana de Lisboa

O grande território, que no início do século XXI se pode considerar urbano e que ao longo de dois milénios se designou por Lisboa passou a ser representado em 1991 por uma associação de municípios de natureza especial, a Área Metropolitana de Lisboa.

A AML tem como sede a cidade de Lisboa que comanda uma vasta região urbanizada que se prolonga para Sul na direcção de Sines, para Este na direcção de Évora e do Vale do Tejo, para Norte na aproximação ao subsistema urbano do Oeste e da Alta Estremadura. Esta é uma área metropolitana altamente industrializada,

especialmente na zona sul do rio Tejo. As indústrias principais consistem em refinarias de petróleo, estaleiros e siderurgia.

Trata-se de uma região que engloba 2 distritos, o de Setúbal e o distrito de Lisboa, dividida em 19 municípios, abrangendo uma área total de 2 962,6 km², que constituem 3,3% do território nacional, agrupados em duas sub-regiões: Grande Lisboa e Península de Setúbal.

Os 19 municípios que constituíam a Área Metropolitana de Lisboa correspondem aos concelhos de Alcochete, Almada, Amadora, Azambuja, Barreiro, Cascais, Lisboa, Loures, Mafra, Moita, Montijo, Odivelas, Oeiras, Palmela, Sesimbra, Setúbal, Seixal, Sintra e Vila Franca de Xira (figura 13).

3.1.1.1. Demografia

A AML regista, inequivocamente, a maior concentração populacional do país, em que nos seus 19 concelhos residiam no ano de 2004 cerca de 2 782 205 habitantes [INE, 2004], cerca de 20% da população nacional.

À escala intra-metropolitana, o concelho de Lisboa em 2004 afirma-se como o mais populacional enquanto que o de Alcochete é o que reúne menor população (gráfico 1).

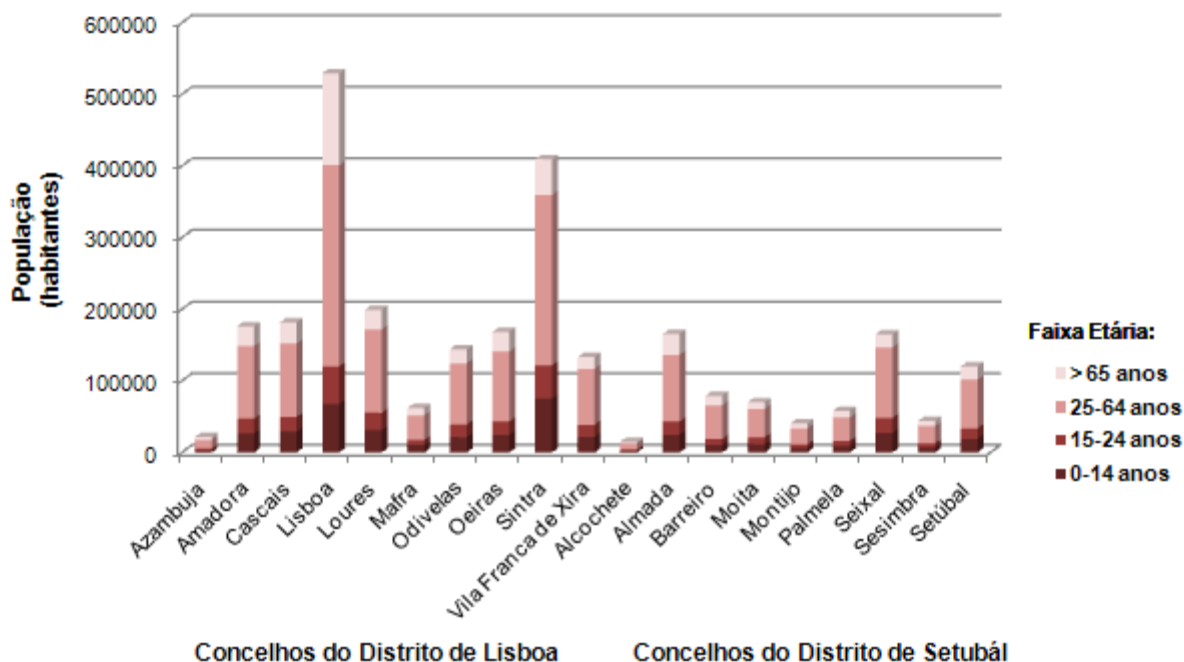


Gráfico 1 – População residente por município e distrito da AML, por faixa etária, no ano de 2004.

No que diz respeito à distribuição da população pelos grandes grupos etários, a AML no ano de 2004 apresentava uma população maioritariamente adulta, cerca de

68%, ou seja, a maioria dos habitantes da AML apresentava idade compreendida entre os 15 e os 64 anos, como se encontra evidenciado no gráfico anterior, seguindo-se a população idosa que se encontra bastante próxima da população jovem (0-14 anos).

Quanto ao município da AML que regista uma população predominantemente jovem verifica-se que é o município de Sintra, seguindo-se o município de Lisboa, sendo também este último que ostenta a população mais envelhecida.

3.1.1.2. Indicadores de Saúde

No âmbito do presente trabalho é importante ainda analisar os indicadores de saúde da AML referentes às taxas de mortalidade e óbitos por todas as causas, por todas as causas internas e também por determinadas causas específicas tais como doenças cardiovasculares, doenças respiratórias e cancro do pulmão. Os dados destes indicadores de saúde apenas se encontraram disponíveis agregados por distritos.

Neste sentido, comparando as taxas de mortalidade do distrito de Lisboa com as observadas no distrito de Setúbal, para o ano de 2004, verifica-se que a principal causa de morte específica, das analisadas, em ambos os distritos é por doenças cardiovasculares, sendo por cancro do pulmão a causa mais baixa de mortalidade (gráfico 2).

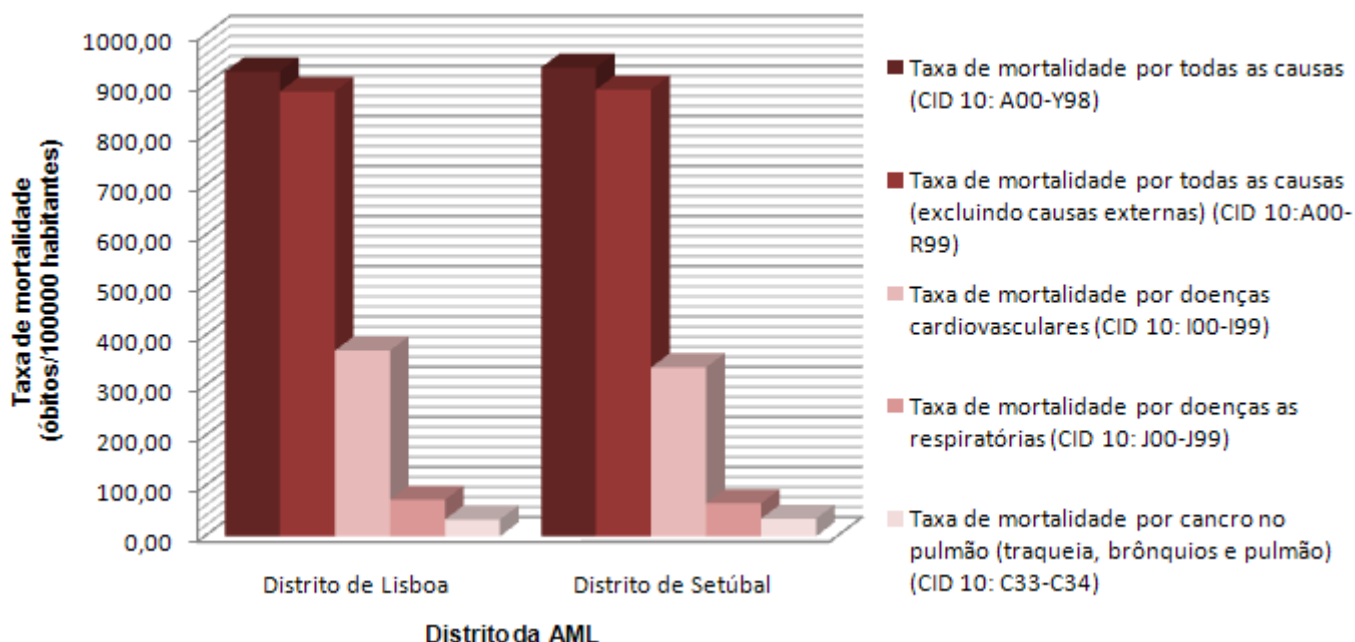


Gráfico 2 – Taxas de mortalidade por indicador na saúde para os distritos da AML no ano de 2004.

Numa primeira análise do gráfico anterior, comparando as taxas de mortalidade por cada indicador entre cada distrito que constitui a AML constata-se que em média estas apresentam valores próximos.

Contudo analisando detalhadamente estas taxas de mortalidade padronizados por faixas etárias em cada distrito, com base na tabela III.2, no anexo III, é possível verificar que existem variações, das quais algumas são significativas. Assim, destaca-se para o indicador mortalidade por todas as causas, os indivíduos com idade superior a 75 anos do distrito de Lisboa apresentam uma taxa de mortalidade de 7646 óbitos/100 000 habitantes, enquanto que os do distrito de Setúbal registam 8785,3 óbitos/100 000 habitantes, superior em cerca de 1139,6 óbitos/100 000 habitantes. Do mesmo modo, para crianças com idade inferior a 1 ano, é o distrito de Setúbal que regista uma taxa superior, em 94,8 óbitos/100 000 habitantes.

Para o indicador mortalidade por doenças cardiovasculares e por doenças respiratórias também se constata que, enquanto o distrito de Lisboa apresenta valores para todos os grupos etários, alguns indivíduos, nomeadamente com idade inferior a 1 ano e entre os 25 e 34 anos, registam valores nulos de mortalidade para estes indicadores, respectivamente.

Mais uma vez é evidenciado que as doenças no aparelho circulatório são a principal causa específica de mortalidade, nos distritos constituintes da AML, mas para crianças com idade inferior a 4 anos a morte por doenças respiratórias é a que mais de destaca.

3.1.1.3. Monitorização de qualidade do ar

Os dados de monitorização de qualidade do ar são de todo importantes na presente avaliação de risco, na medida em que é com base nestes valores que serão estimadas as concentrações ao qual a população das áreas em estudo esteve exposta para posterior quantificação de risco.

No quadro legislativo a monitorização de qualidade do ar é definida como uma ferramenta principal para a caracterização do ar ambiente. Tendo em conta a complexidade do fenómeno de poluição atmosférica, a monitorização de qualidade do ar constituída pelas diferentes estações que podem ser classificadas na base de ambiente envolvente, de tipo de influência e da proximidade de fontes emissoras.

A rede nacional de monitorização da qualidade do ar actualmente é constituída por 73 estações de monitorização de qualidade do ar, integradas em redes de medida associadas à existência de grandes indústrias poluidoras, em redes locais geridas pelas diferentes Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR) do país ou ainda em redes à escala europeia e mundial.

A rede de qualidade do ar Lisboa e Vale do Tejo ostenta 24 estações de qualidade do ar monitorizando vários poluentes, sendo esta a rede que abrange a

AML, contudo no período de 2004, e tendo em conta o tipo de poluente a monitorizar de interesse no âmbito do presente estudo (PM), das 24 estações pertencentes à rede nacional de Lisboa e Vale do Tejo apenas 15, reunindo estas condições, se encontram nos limites espaciais da AML, encontrando-se 10 estações de monitorização na Grande Lisboa e as restantes na Península de Setúbal (figura 14).

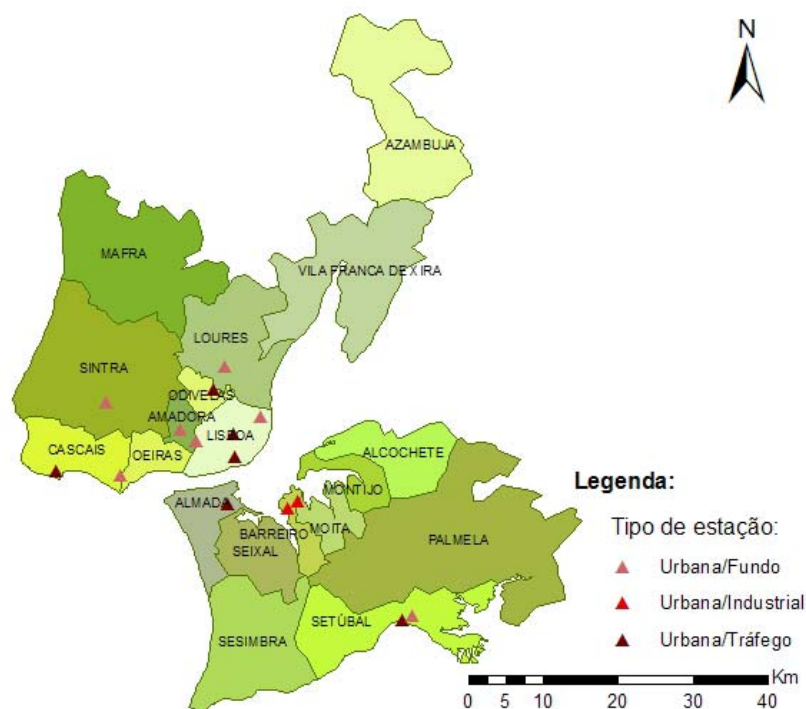


Figura 14 – Localização geográfica das estações de monitorização de partículas atmosféricas na AML, no ano de 2004.

Na seguinte tabela (tabela 6) encontram-se apresentadas as estações que monitorizam a qualidade do ar da AML, caracterizadas pelo tipo de fracção (PM_{10} e $PM_{2,5}$) por município, no ano de 2004, apresentando-se ainda a taxa de recolha de dados, ou seja, a percentagem de medições válidas nesse ano.

Tabela 6 – Classificação das estações de monitorização existentes na AML, por tipo de ambiente, influência e poluente monitorizado, e respectiva taxa de recolha de dados, no ano de 2004.

Município	Sub-região	Estação	Classificação (tipo de ambiente/tipo de influência)	Poluente	Taxa de recolha de dados (%)
Azambuja	Lezíria do Tejo	-	-	-	-
Alcochete	Península de Setúbal	-	-	-	-
Almada	Península de Setúbal	Laranjeiro	Urbana/Tráfego	PM ₁₀	95%
Amadora	Grande Lisboa	Reboleira	Urbana/Fundo	PM ₁₀	80%
		Alfragide/Amadora	Urbana/Fundo	PM ₁₀ / PM _{2,5}	2% / 1%
Barreiro	Península de Setúbal	Lavradio	Urbana/Industrial	PM ₁₀	70%
		Escavadeira	Urbana/Industrial	PM ₁₀	87%
Cascais	Grande Lisboa	Cascais-Mercado	Urbana/Tráfego	PM ₁₀	97%
Lisboa	Grande Lisboa	Entrecampos	Urbana/Tráfego	PM ₁₀ / PM _{2,5}	98%/98%
		Olivais	Urbana/Fundo	PM ₁₀ / PM _{2,5}	97%/94%
		Avenida da Liberdade	Urbana/Tráfego	PM ₁₀	95%
Loures	Grande Lisboa	Loures	Urbana/Fundo	PM ₁₀	98%
Mafra	Grande Lisboa	-	-	-	-
Moita	Península de Setúbal	-	-	-	-
Montijo	Península de Setúbal	-	-	-	-
Odivelas	Grande Lisboa	Odivelas	Urbana/Tráfego	PM ₁₀	100%
Oeiras	Grande Lisboa	Quinta do Marquês	Urbana/Fundo	PM ₁₀	96%
Palmela	Península de Setúbal	-	-	-	-
Seixal	Península de Setúbal	-	-	-	-
Sesimbra	Península de Setúbal	-	-	-	-
Setúbal	Península de Setúbal	Camarinha	Urbana/Fundo	PM ₁₀	0%
		Quebedo	Urbana/Tráfego	PM ₁₀	98%
Sintra	Grande Lisboa	Mem-Martins	Urbana/Fundo	PM ₁₀	85%
Vila Franca de Xira	Grande Lisboa	-	-	-	-

Na tabela anterior é possível ainda verificar que das estações apresentadas de qualidade do ar, integrantes da AML, apenas 3 monitorizaram a fracção PM_{2,5} no ano de 2004.

Através da base de dados da qualidade do ar disponibilizada pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA), é assim possível obter informações acerca da variação da concentração dos poluentes para as diferentes estações de qualidade do ar, apresentando-se seguidamente alguns parâmetros estatísticos relativos à

distribuição das concentrações de PM_{10} , no ano de 2004, monitorizadas por cada uma das estações (gráfico 3).

No gráfico 3 é possível comparar também a concentração média anual registada por cada estação com os valores-limite estabelecidos para cumprimento a partir do passado ano de 2005 e do ano de 2010, de acordo com o Decreto-Lei nº 111/2002.

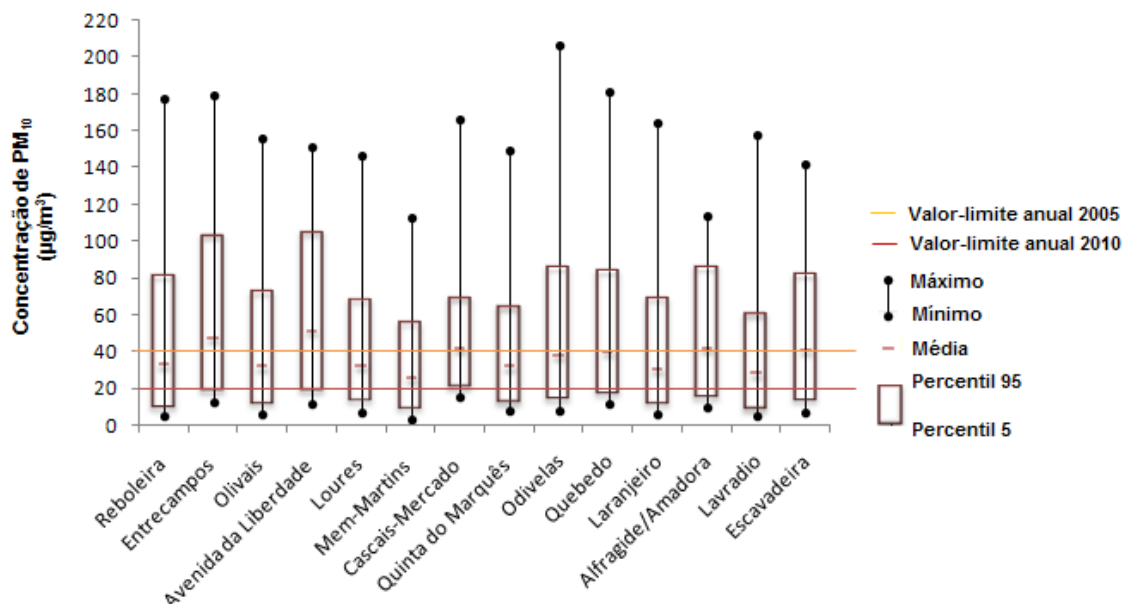


Gráfico 3 – Concentrações médias anuais, mínimas e máximas, e percentis 5 e 95 de PM_{10} , monitorizadas pelas estações da AML no ano de 2004, e valores-limite legislados.

Deste modo, verifica-se que a estação que registou a concentração média mais elevada de PM_{10} na AML, no ano de 2004, foi a estação da Avenida da Liberdade (urbano/tráfego) ($51,3 \mu\text{g.m}^{-3}$), sendo também esta a que apresenta a distribuição de concentrações mais elevadas, em que 95% das concentrações diárias monitorizadas por esta estação encontram-se abaixo de $104,4 \mu\text{g.m}^{-3}$.

Quanto à concentração média anual mais baixa, de acordo com o gráfico anterior esta foi registada pela estação de Mem-Martins, contudo deve ser salientado que esta estação apenas apresentava uma taxa de recolha de dados de 85%.

A estação de Odivelas foi a que registou o valor mais elevado de concentração ($206,8 \mu\text{g.m}^{-3}$), mas no que diz respeito à sua concentração média anual esta foi $38 \mu\text{g.m}^{-3}$, estando abaixo do valor-limite para 2005.

De um modo geral verifica-se que os níveis de PM_{10} monitorizados no ano de 2004 foram, comparativamente com a legislação, elevados, em que cerca de metade das estações ultrapassaram o valor-limite anual de $40 \mu\text{g.m}^{-3}$, enquanto que relativamente ao valor-limite a cumprir a partir de 2010 ($20 \mu\text{g.m}^{-3}$) nenhuma das estações o cumpria.

Um dos aspectos fundamentais que pode ser retirado da interpretação do gráfico 3 é que as concentrações monitorizadas tendo em conta o tipo de estação se encontram muito próximas, realçando assim o grande carácter urbano que a AML apresenta.

Relativamente às concentrações de $PM_{2,5}$ registadas na AML, estas apenas foram monitorizadas por 3 estações de qualidade do ar no ano de 2004, encontrando-se apresentadas no gráfico seguinte (gráfico 4) em termos de concentração média anual, a máxima e mínima registada, bem como os percentis 5 e 95.

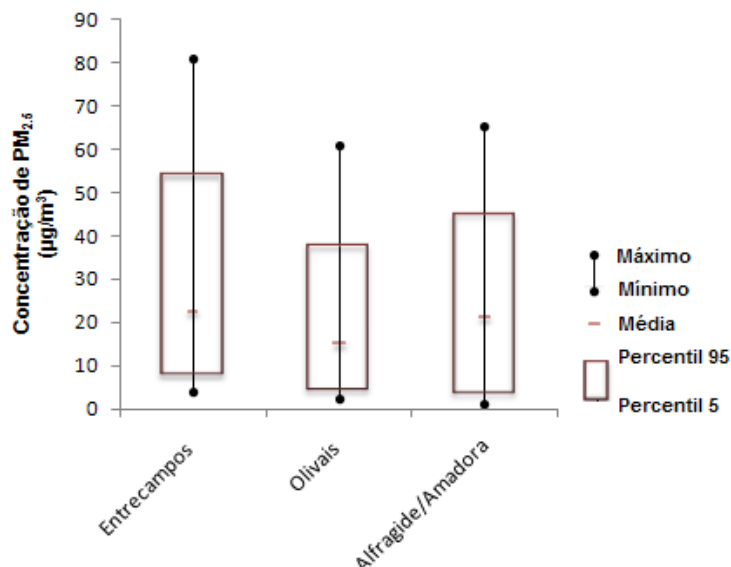


Gráfico 4 – Concentrações médias anuais, mínimas e máximas, e percentis 5 e 95 de $PM_{2,5}$, monitorizadas pelas estações da AML no ano de 2004.

Contudo, salienta-se que a estação de Alfragide/Amadora, não é representativa uma vez que apresenta uma taxa de recolha de dados bastante reduzida.

Pela análise do gráfico 4 pode-se assim constatar que a estação dos Olivaís foi a que registou a menor concentração média anual de $PM_{2,5}$ no ano de 2004 ($15,4 \mu g.m^{-3}$).

3.1.1.4. Mobilidade na AML

A caracterização dos movimentos pendulares de uma dada população é um contributo importante para o conhecimento das unidades espaciais envolvidas, bem como no processo de tomada de decisão, nomeadamente políticas de transporte e ambiente, quer tanto a nível local como nacional.

No âmbito do presente trabalho, a análise da mobilidade existente em cada AM em estudo é de grande importância no sentido em que, só é possível avaliar a distribuição da população ao longo do dia em cada AM com base na dinâmica dos movimentos pendulares aí verificados.

Assim, no sentido de avaliar a estrutura dos movimentos pendulares da AML recorreu-se ao estudo desenvolvido pelo Instituto Nacional de Estatística (INE) em parceria com o Ministério das Obras Públicas Transporte e Habitação Auditoria Ambiental. Contudo os dados mais recentes disponibilizados dizem respeito ao último Recenseamento Geral da População (2001) [INE, 2003], apresentando-se no anexo IV uma matriz origem/destino resultante dessa análise (tabela IV.1).

De acordo com este estudo, aproximadamente 1 milhão e 381 mil activos empregados e estudantes, com 15 ou mais anos, faziam da AML a base das suas deslocações entre o local de residência e o local de trabalho ou estudo, dos quais 95% residiam e trabalhavam na própria AML. Destes 95%, 40% deslocam-se entre os concelhos dos distritos da AML para trabalhar ou estudar, residindo os restantes no exterior desta (cerca de 47,5 mil).

Uma vez que a população metropolitana trabalhadora é dominante na AML, na figura 15 representa-se esquematicamente os seus principais eixos de interacção em 2001, considerando os movimentos em ambos os sentidos, entre pares de concelhos.

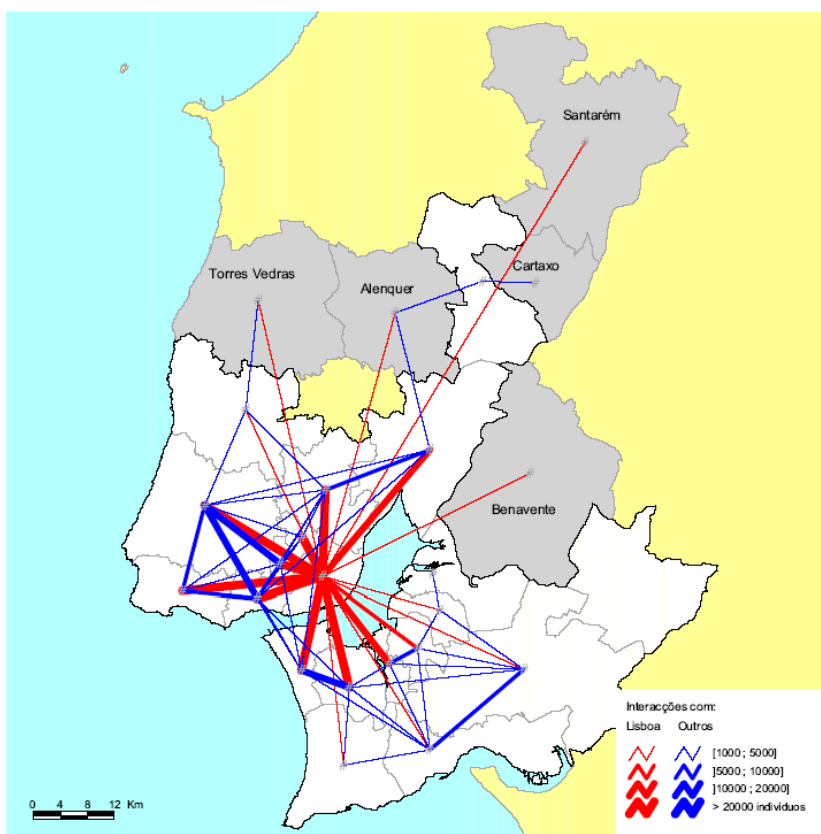


Figura 15 – Principais iterações diárias da população empregada em 2001 na AML [INE, 2003].

O concelho de Lisboa constituía o principal nó de integração entre a margem norte e a margem sul, e além destas, a interacção entre as duas margens efectuava-se apenas através de Almada e os concelhos de Amadora, Loures e Oeiras, e através

das relações entre Seixal e Oeiras, em que a estruturas destes movimentos fortemente desequilibrados a favor de Lisboa correspondia a mais de 60% das interações entre concelhos da AML.

Assim, verifica-se que mobilidade quotidiana das populações entre o local de residência e o local de trabalho ou estudo reflectem-se na diferente ocupação do espaço da AML, nos diversos momentos do dia. De facto, a georeferenciação de trabalhadores e estudantes segundo o critério de residência remete para um padrão de ocupação nocturna do território, enquanto o critério de utilização local para exercício de actividade revela uma ocupação diurna do mesmo território.

3.1.2. Área Metropolitana do Porto

A cidade do Porto é o centro da Área Metropolitana do Porto (AMP), contando com todos os 9 municípios adjacentes que formam entre si um único aglomerado urbano contínuo. A AMP apresenta uma base industrial bastante significativa, consolidada e dinâmica, estando no centro de um sistema económico nacional, e nela se concentra cerca de metade da riqueza existente na Região Norte.

A AMP é abrangida por dois distritos, o distrito de Aveiro e o distrito do Porto, representando até 2004 uma área de 814,5 km², dividida pelos seguintes municípios: Espinho, Gondomar, Maia, Matosinhos, Porto, Póvoa de Varzim, Valongo, Vila do Conde e Vila Nova de Gaia (figura 13), constituindo assim a sub-região do Grande Porto.

3.1.2.1. Demografia

No ano de 2004, de acordo com as estimativas do INE, residiam na Área Metropolitana do Porto um total de 1 272 176 habitantes [INE, 2004], valor correspondente a cerca de 1/3 da população da Região Norte de Portugal e cerca de 10% da população nacional.

Como referido anteriormente, a AMP encontra-se abrangida por dois distritos, sendo a maior parte da sua área integrada no distrito do Porto, enquanto que no distrito de Aveiro apenas apresenta integrado o município de Espinho.

Analisando-se a distribuição da população da AML pelos distritos que abrange, o distrito do Porto envolve um número populacional significativamente superior ao distrito de Aveiro, que apenas contém 2,5% da população total da AMP, como apresentado no gráfico 5.

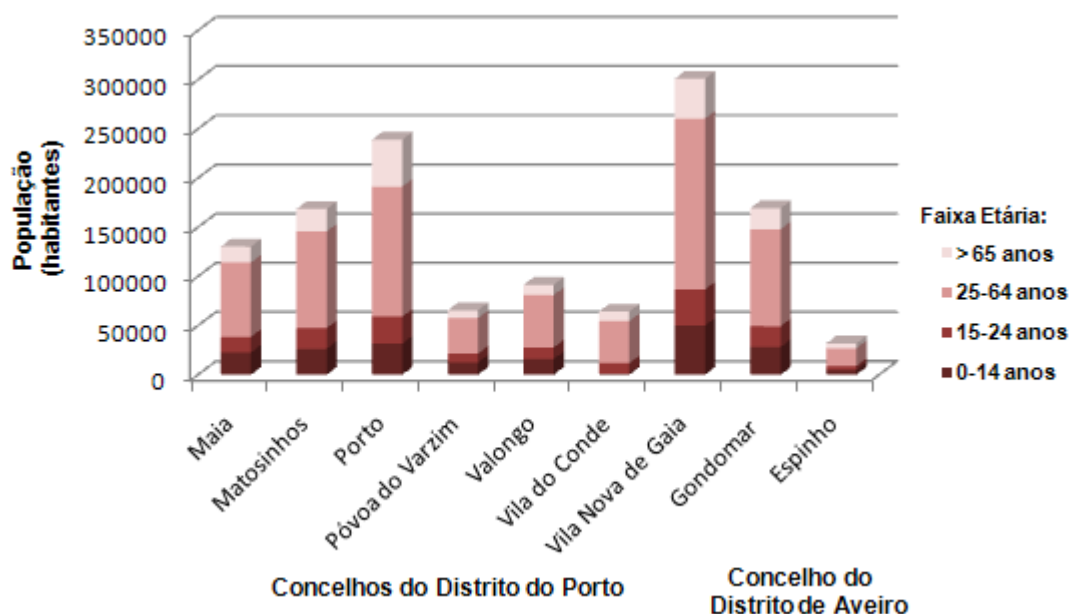


Gráfico 5 – População residente por município e distrito da AMP, por faixa etária, no ano de 2004.

Relativamente à distribuição populacional pelos grandes grupos etários a AMP, no ano de 2004, apresentava uma população constituída em grande parte por indivíduos adultos com idades compreendidas entre os 25 e 64 anos, como se encontra evidenciado no gráfico anterior, verificando-se também que uma grande parte da população, cerca de 16%, é jovem (0-14 anos).

Quanto ao município da AMP que apresenta um maior número de indivíduos na faixa etária dos 0 aos 14 anos é o município de Vila Nova de Gaia, seguindo-se o município do Porto, sendo também este último que ostenta a população mais envelhecida.

3.1.2.2. Indicadores de Saúde

No âmbito do presente trabalho importa também analisar os indicadores de saúde referentes às taxas de mortalidade e óbitos por todas as causas, por todas as causas internas e também por determinadas causas específicas tais como doenças cardiovasculares, doenças respiratórias e cancro do pulmão, caracterizando-se seguidamente os dois distritos que envolvem espacialmente a AMP (gráfico 6).

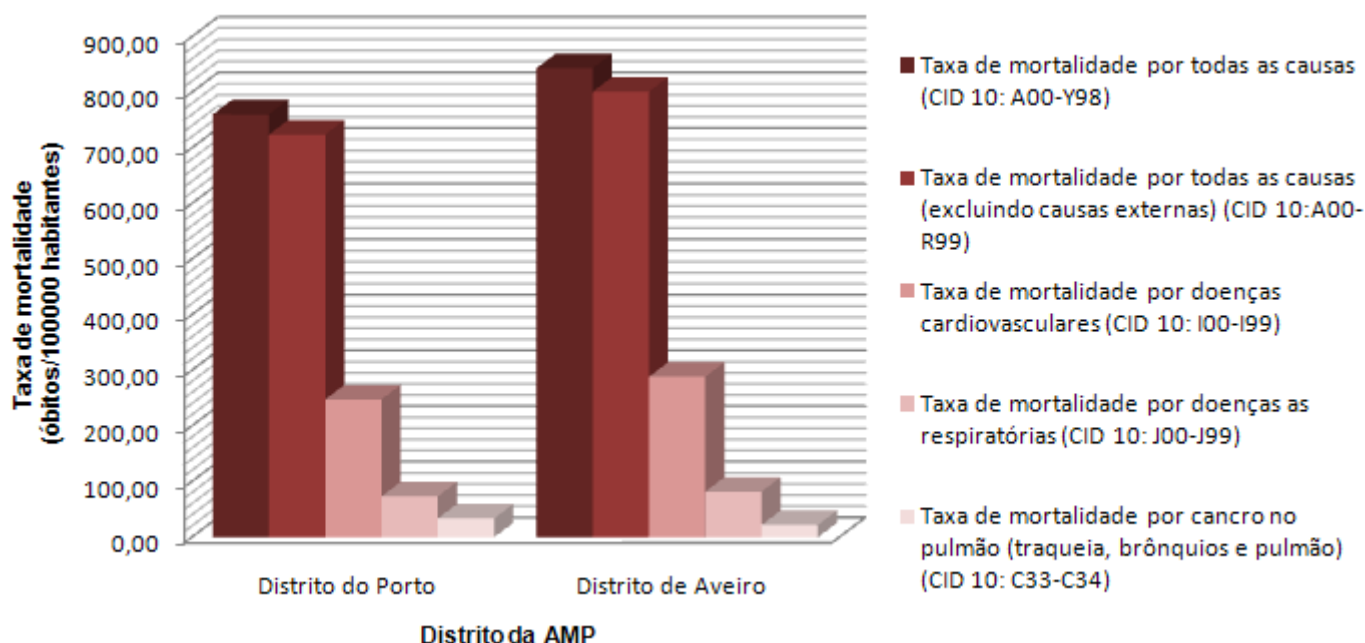


Gráfico 6 – Taxas de mortalidade por indicador na saúde para os distritos constituintes da AMP no ano de 2004.

Neste sentido, comparando as taxas de mortalidade do distrito do Porto, pelas causas apresentadas anteriormente, com as observadas no distrito de Aveiro, para o ano de 2004, verifica-se que as do distrito de Aveiro apresentam-se mais elevadas, à excepção da taxa de mortalidade por cancro do pulmão que apresenta um valor de 22,10 óbitos por 100000 habitantes no distrito de Aveiro, enquanto que o distrito do Porto regista um valor de 33,9 óbitos por 100000 habitantes.

No entanto, analisando estas taxas de mortalidade por faixas etárias em cada distrito com base na tabela III.4 do anexo III verifica-se que o distrito de Aveiro é o que regista taxas de mortalidade mais elevadas para o indicador mortalidade por todas as causas, nomeadamente para crianças com idades inferiores a 4 anos, enquanto que, para estes mesmos indivíduos, regista valores nulos de taxas de mortalidade por doenças respiratórias.

Comparativamente com o distrito de Lisboa, o do Porto apresenta algumas variações significativas, nomeadamente para o indicador mortalidade por todas as causas, destacando-se os indivíduos com idade entre os 25 e 34 anos residentes neste distrito apresentam uma taxa de 77,7 óbitos/100 000 habitantes (tabela III.4 do anexo III) enquanto que em Lisboa é significativamente superior (109,5 óbitos/100 000 habitantes). Para o indicador mortalidade por doenças respiratórias também se destaca os indivíduos com idade inferior a 1 ano que registam uma taxa de mortalidade de 32,1 óbitos/100 000 habitantes e de 10,3 óbitos/100 000 habitantes, no

distrito de Lisboa e Porto, respectivamente, apresentando os indivíduos do distrito de Lisboa valores também mais elevados.

Verifica-se ainda que as doenças cardiovasculares são a principal causa específica de mortalidade, entre as analisadas, nos distritos constituintes da AML, sendo por cancro do pulmão a causa mais baixa de mortalidade.

3.1.2.3. Monitorização de qualidade do ar

A monitorização da qualidade do ar dos municípios que integram a AMP é efectuada pela rede de qualidade do ar do Norte, sendo esta actualmente constituída por 23 estações divididas por vários municípios.

Contudo, tendo em conta os municípios que delimitam esta área metropolitana, bem como o tipo de poluente em estudo, na escala temporal em análise, a AMP apenas possuía 12 estações de monitorização da rede de qualidade do ar do Norte, das quais apenas 1 se encontra integrada no distrito de Aveiro (estação de Espinho).

Neste sentido, a AMP no ano de 2004, apresentava 12 estações activas que monitorizavam partículas atmosféricas (PM_{10} e $PM_{2,5}$), dividindo-se estas quanto à classificação por tipo de ambiente em 7 estações urbanas e 5 estações suburbanas, e quanto ao tipo de influência envolve 7 estações do tipo tráfego, 3 do tipo fundo, e ainda 2 estações do tipo industrial (figura 16 e tabela 7).

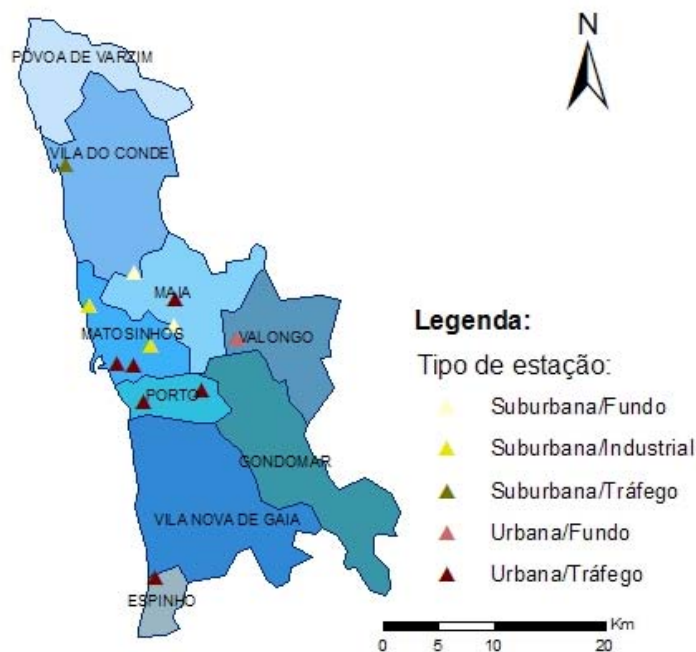


Figura 16 – Localização geográfica das estações de monitorização de partículas atmosféricas na AMP, no ano de 2004.

Tabela 7 – Classificação das estações de monitorização existentes na AMP, por tipo de ambiente, influência e poluente monitorizado e respectiva taxa de recolha de dados, no ano de 2004.

Município	Sub-região	Estação	Classificação (tipo de ambiente/tipo de influência)	Poluente	Taxa de recolha de dados (%)
Espinho	Grande Porto	Espinho	Urbana/Tráfego	PM ₁₀	85%
Gondomar	Grande Porto	-	-	-	-
Maia	Grande Porto	Vila Nova da Telha	Suburbana/Fundo	PM ₁₀	96%
		Vermoim	Urbana/Tráfego	PM ₁₀ /PM _{2,5}	76%
Matosinhos	Grande Porto	Leça do Balio	Suburbana/Fundo	PM ₁₀	89%
		Custóias	Suburbana/Industrial	PM ₁₀	92%
		Senhora da Hora	Urbana/Tráfego	PM ₁₀	93%
		Matosinhos	Urbana/Tráfego	PM ₁₀	94%
		Perafita	Suburbana/Industrial	PM ₁₀	92%
Porto	Grande Porto	Boavista	Urbana/Tráfego	PM ₁₀	91%
		Antas	Urbana/Tráfego	PM ₁₀	90%
Póvoa de Varzim	Grande Porto	-	-	-	-
Valongo	Grande Porto	Ermesinde	Urbana/Fundo	PM ₁₀	89%
Vila do Conde	Grande Porto	Vila do Conde	Suburbana/Tráfego	PM ₁₀	85%
Vila Nova de Gaia	Grande Porto	-	-	-	-

Pela análise da tabela 7 verifica-se também que apenas uma estação de qualidade do ar pertencente à AMP monitorizava a fracção de PM_{2,5}, no ano de 2004.

No sentido de caracterizar a variação das concentrações de PM₁₀ e PM_{2,5} para as diferentes estações de qualidade do ar da AMP, apresentam-se de seguida alguns parâmetros estatísticos relativos a estas no ano de 2004 (gráfico 7 e gráfico 8), nomeadamente a concentração média, máxima, mínima, bem como os percentis 5 e 95.

No gráfico 7 é possível analisar também a concentração média anual registada por cada estação comparativamente com o valor-limite de concentração média anual de PM₁₀ estabelecido para cumprimento a partir do ano de 2005 e do ano 2010, de acordo com o Decreto-Lei nº 111/2002.

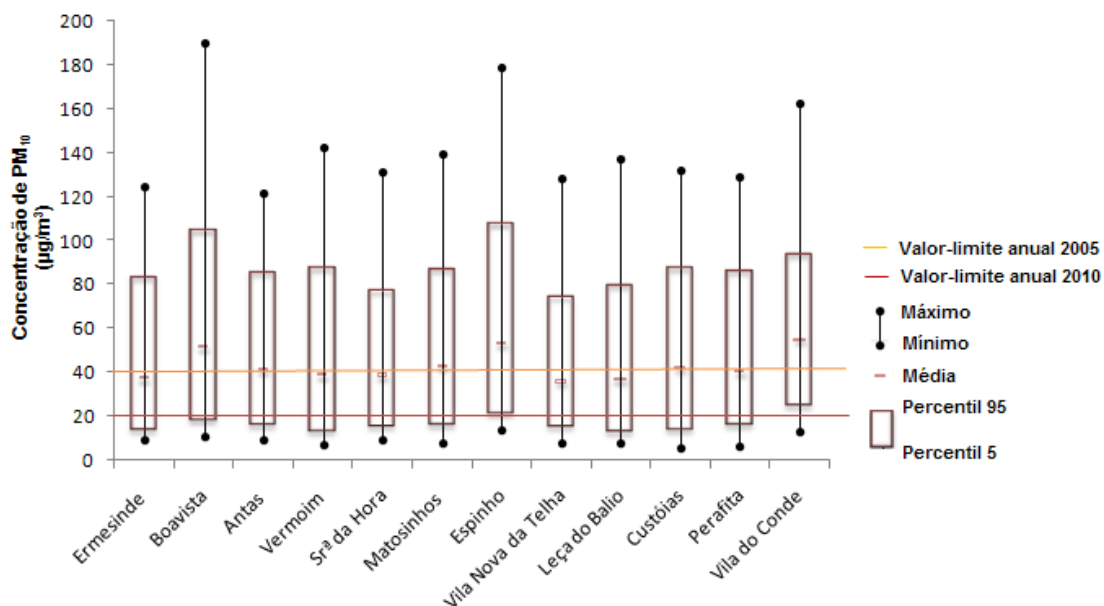


Gráfico 7 – Concentrações médias anuais, mínimas e máximas, e percentis 5 e 95 de PM₁₀, das estações da AMP no ano de 2004 e valores-limite legislados.

De um modo geral verifica-se que os níveis de PM₁₀ monitorizados no ano de 2004 foram, comparativamente com a legislação, elevados, em que grande parte das estações registaram valores médios anuais que ultrapassaram o valor-limite de 40 µg.m⁻³, enquanto que relativamente ao valor-limite a cumprir a partir de 2010 (20 µg.m⁻³) nenhuma das estações o cumpria.

Pela análise do gráfico 7 verifica-se ainda que as distribuições das concentrações apresentadas pelas várias estações integradas na AMP são semelhantes, realçando assim o grande carácter urbano que a AMP também apresenta.

No que diz respeito à fracção PM_{2,5}, as suas concentrações apenas foram monitorizadas por 1 estação de qualidade do ar no ano de 2004, como já foi referido, encontram-se estas apresentadas no gráfico seguinte (gráfico 8) em termos de concentração média anual, a máxima e mínima registada, bem como os percentis 5 e 95.

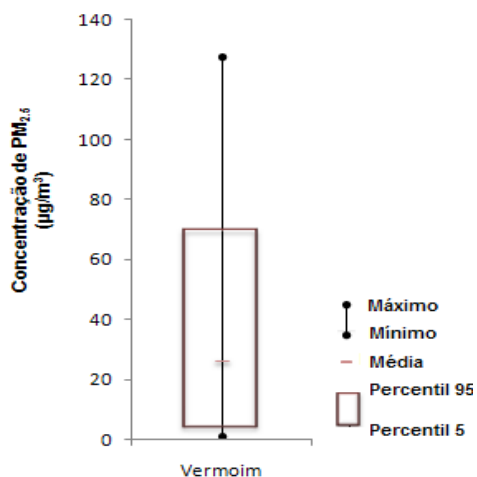


Gráfico 8 – Concentrações médias anuais de PM_{2,5}, mínimas e máximas, e percentis 5 e 95 de PM_{2,5}, monitorizadas pela estação de Vermoim, no ano de 2004.

Assim, pela análise do gráfico 8 pode-se verificar que estação de Vermoim apresenta uma distribuição de concentrações de PM_{2,5} em que 95% desses valores se encontra abaixo de 68 µg.m⁻³, registando um valor máximo de 128 µg.m⁻³ e uma concentração média anual, no ano de 2004, de 26,5 µg.m⁻³.

3.1.2.4. Mobilidade na AMP

Relativamente às unidades metropolitanas da AMP, verifica-se que a necessidade de deslocação da sua população residente é cada vez maior face ao progressivo afastamento entre os locais de residência e os locais de trabalho ou estudo.

No sentido de avaliar a estrutura dos movimentos pendulares da AMP recorreu-se também ao estudo desenvolvido pelo Instituto Nacional de Estatística em parceria com o Ministério das Obras Públicas Transporte e Habitação Auditoria Ambiental, apresentando-se no anexo IV uma matriz origem/destino resultante dessa análise (tabela IV.2).

No ano de 2001, cerca de 690 mil activos empregados e estudantes (com 15 anos ou mais) utilizavam a área espacial da AMP nos seus movimentos entre o local de residência e o local de trabalho ou estudo, residindo e trabalhando ou estudando no interior desta área metropolitana cerca de 86%, dos quais 192 mil indivíduos (57%) se deslocavam entre concelhos dos distritos da AMP para estudar ou trabalhar. Os restantes 14% apresentavam cerca de 62 mil activos empregados e estudantes que exerciam actividade na AMP, mas residiam no seu exterior.

Uma vez que a população metropolitana trabalhadora é dominante na AMP, na figura 17 apresentam-se os seus principais eixos de interacção em 2001,

contabilizando os movimentos entre pares de concelhos, e nos dois sentidos, evidenciando-se, mais uma vez, uma área central da AMP liderada pelo concelho do Porto, registando fortes interações com os concelhos de Matosinhos Gondomar, Vila Nova de Gaia, Maia e Valongo.

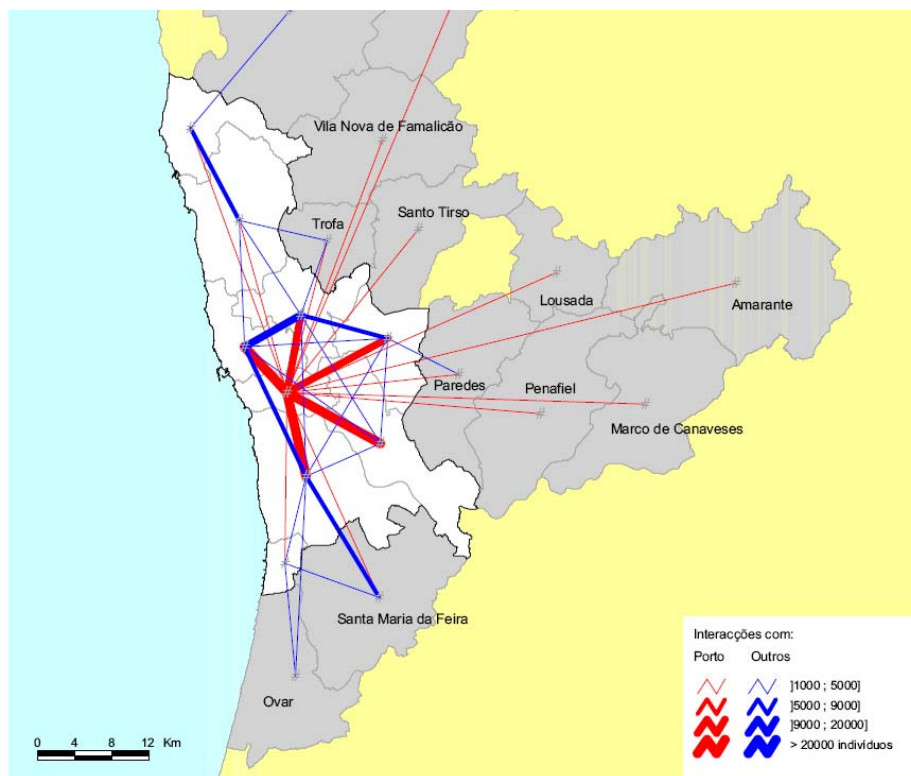


Figura 17 – Principais interações diárias da população empregada em 2001 na AMP [INE, 2003].

A análise da mobilidade existente em cada AM em estudo é de todo indispensável no âmbito deste trabalho, visto que, sendo avaliação da exposição um parâmetro essencial na avaliação do risco, no qual o tempo de exposição é um factor a considerar, torna-se assim possível constatar a dificuldade em determinar a localização da população no período diurno e nocturno, e consequentemente o tempo de exposição num dado local para posterior quantificação do risco associado à poluição atmosférica.

Assim, se justifica o facto de não ser possível atribuir uma dada estação de qualidade do ar de uma determinada área, os dados populacionais registados por esta nos censos, visto que face à grande dinâmica da mobilidade da população, um indivíduo que resida nessa área poderá aí não exercer actividade laboral, não dependendo aí a maior parte do seu tempo e consequente tempo de exposição.

3.2. Quantificação do Risco

Com o objectivo de avaliar o risco para a saúde humana associado às partículas inaláveis recorreu-se a uma metodologia de cálculo para quantificação do risco semelhante à desenvolvida ao longo do projecto APHEIS, uma vez que este é um exemplo do estado da arte actual no que diz respeito à caracterização do risco para a saúde associado às partículas atmosféricas. Além disso, este é um estudo que tem sido desenvolvido ao longo de várias cidades de países europeus, permitindo assim uma comparação directa dos resultados.

Neste sentido, a metodologia para quantificação de risco utilizada no presente estudo envolve a utilização do modelo PSAS-9 e do módulo “tabelas de vida” do software AirQ. Quanto ao software PSAS-9, este permite a quantificação do risco associado à exposição a curto prazo e a longo prazo às partículas atmosféricas (PM_{10} e $PM_{2.5}$). O modelo AirQ apenas se aplicou para quantificação do risco associado à exposição a longo prazo à fracção $PM_{2.5}$, ambos na AML e na AMP.

Cada um dos modelos requer diferentes dados de entrada e fornece, como dados de saída a estimativa de risco sob diferentes parâmetros quantitativos. Salienta-se que não existe qualquer interacção entre ambos os modelos.

Seguidamente apresenta-se o esquema (figura 18) e respectiva descrição da metodologia aplicada.

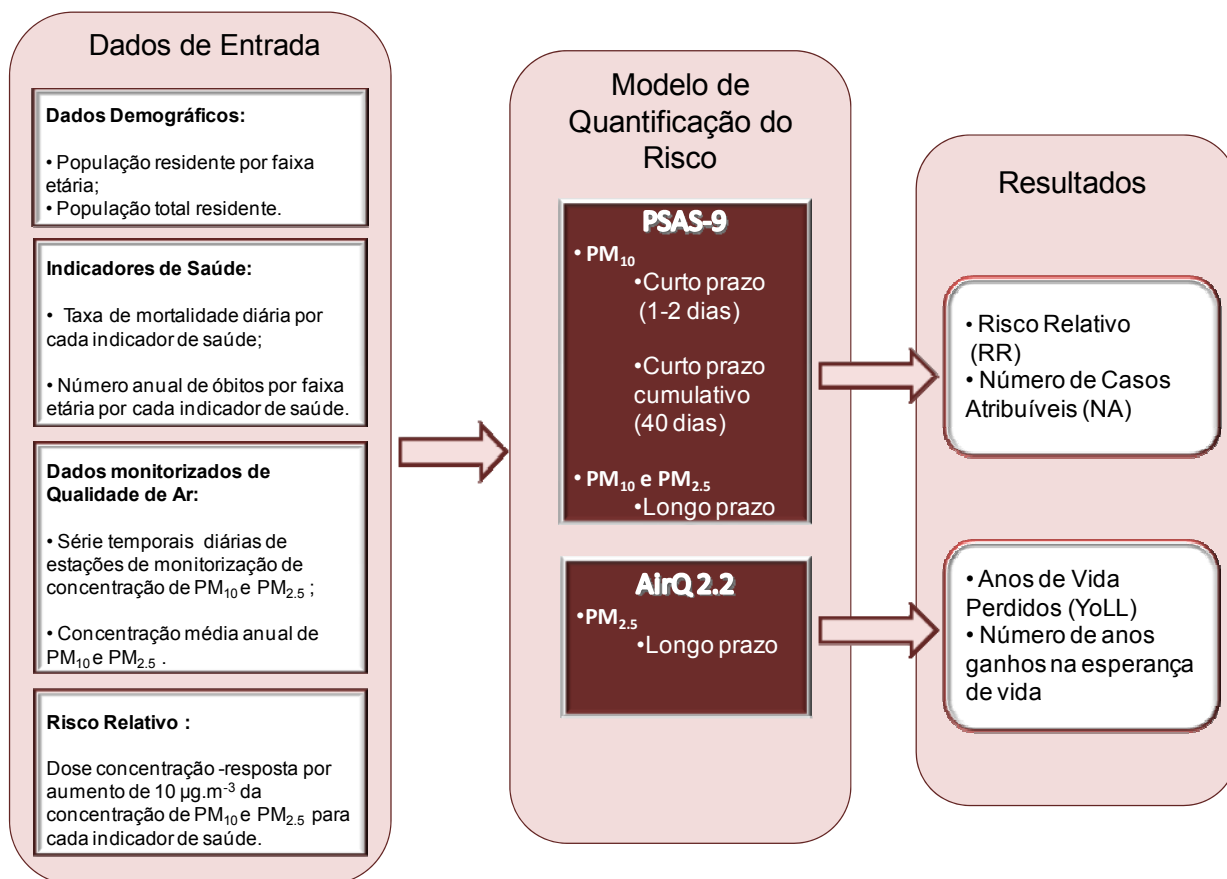


Figura 18 – Representação esquemática da metodologia aplicada.

3.2.1. Aplicação do software PSAS-9

3.2.1.1. Dados de entrada

Esta ferramenta, como referido anteriormente, permite a realização de uma avaliação automatizada e padronizada do risco na saúde para vários indicadores de poluição atmosférica e indicadores de saúde, de acordo com vários cenários, permitindo efectuar avaliações de risco associado com exposição de curto prazo (1, 2 dias e 40 dias), e ainda associado à exposição a longo prazo.

Assim, tendo em conta o tipo de avaliação, a aplicação deste software requer a introdução prévia de vários parâmetros, nomeadamente dados de indicadores de saúde, concentrações de poluentes atmosféricos, e ainda riscos relativos por um aumento de $10 \mu g.m^{-3}$, sendo seguidamente apresentado detalhadamente quais os considerados nesta análise, bem como o tratamento necessário aplicado a cada um e pressupostos considerados.

● Indicadores de Saúde

No que diz respeito aos parâmetros de saúde estes compreendem valores de taxas de mortalidade (óbitos/100000 habitantes) por vários indicadores. No presente estudo, tendo em conta as funções CR disponíveis, os indicadores de saúde considerados na avaliação do risco, desenvolvida pelo software PSAS-9, associado à exposição a curto prazo a PM_{10} foram referentes a:

- Mortalidade por todas as causas internas (CID⁴ 10: A00-R99)
- Mortalidade cardiovascular (CID 10: I00-I99)
- Mortalidade respiratória (CID 10: J00-J99)

Quanto à avaliação do risco associado à exposição a longo prazo, foi efectuada para fracção PM_{10} e fracção $PM_{2,5}$, analisando-se os seguintes indicadores de saúde:

- PM_{10} :
 - Mortalidade por todas as causas internas (CID 10: A00-R99)
- $PM_{2,5}$:
 - Mortalidade por todas as causas (CID 10: A00-Y98)
 - Mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34)

A introdução do indicador mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34) e mortalidade por todas as causas (CID 10: A00-Y98) na avaliação do risco associado à exposição a $PM_{2,5}$ deve-se à conclusão retirada da última revisão do estudo *American Cancer Society* [Pope et al., 2002], em que se verificou que existe uma forte associação entre $PM_{2,5}$ e a mortalidade por cancro do pulmão, bem como mortalidade por todas as causas e mortalidade cardiopulmonar, enquanto que tal associação para PM_{10} ainda não foi encontrada de modo tão evidente [Amann et al., 2002].

Contudo, apesar de a evidência associada à exposição a longo prazo a PM_{10} não estar tão bem estabelecida, a quantificação do risco associado à exposição a longo prazo a esta fracção de PM será na mesma considerada no presente estudo uma vez que o projecto APHEIS publicou riscos relativos para este tipo de exposição.

Os dados relativos às taxas de mortalidade dos indicadores considerados são referentes ao ano de 2004 (período em estudo) e para cada uma das áreas metropolitanas em estudo, tendo sido obtidos a partir do relatório “Risco de Morrer em Portugal 2004” [DGS, 2006]. Porém, uma vez que não se apresentaram disponíveis por município mas sim agregados por distrito, para a determinação das taxas de mortalidade correspondentes a cada AM e para cada indicador analisado, considerou-

se os valores das taxas de mortalidade do distrito mais populacional da AM em estudo. Assim, para a AML considerou-se as taxas de mortalidade do distrito de Lisboa, uma vez que, comparativamente com o distrito de Setúbal, é o que envolve a maior parte da população residente (gráfico 1, secção 3.1.1.1) verificando-se também que as taxas de mortalidade totais, para cada indicador, de ambos os distritos são próximas (gráfico 2). Quanto à AMP, apesar de se verificarem algumas variações entre as taxas de mortalidade registadas para o distrito de Aveiro e distrito do Porto (gráfico 6, secção 3.1.2.2,) considerou-se as taxas de mortalidade correspondentes ao distrito do Porto uma vez sustenta quase a totalidade da população residente na AMP.

Refere-se ainda que para a determinação da taxa de mortalidade por todas as causas internas (CID 10: A00-R99) foi necessário excluir à taxa de mortalidade total (CID 10: A00-Y98) a taxa de mortalidade por causas externas (acidentes, mortes violentas) (CID 10: V, W, X, Y), uma vez que no relatório estes dados não estavam disponíveis separadamente.

● **Dados monitorizados de qualidade do ar**

Os dados qualidade do ar a introduzir no modelo compreendem a distribuição das concentrações diárias dos poluentes em análise, neste caso as fracções de PM₁₀ para avaliação do risco associado com a exposição a curto prazo, e na avaliação a longo prazo compreendem a concentração média anual de PM₁₀ e de PM_{2,5}.

No sentido de determinar a distribuição das concentrações de cada poluente em estudo, ao qual a população da AML e AMP esteve exposta durante o ano de 2004, recorreu-se às estações de monitorização de qualidade do ar pertencentes a cada AM. Assim, foi necessário efectuar previamente uma selecção criteriosa destas uma vez que, apesar das estações anteriormente caracterizadas para cada AM apresentarem dados disponíveis de concentrações de partículas atmosféricas, nem todas obedecem, para o período de estudo e de acordo com o anexo X, secção I do Decreto-Lei n.º 111/2002 de 16 de Abril, a uma taxa mínima de recolha de dados horários para as partículas em suspensão de 90%. Neste sentido, algumas das estações anteriormente apresentadas na tabela 6 e tabela 7 (secção 3.1.), para a AML e AMP, respectivamente, foram excluídas desta análise.

Quanto à fracção PM_{2,5}, é de salientar que para o ano de 2004 (período de estudo) apenas uma estação apresentava dados disponíveis de concentrações deste poluente (estação de monitorização de Vermoim), e comparando a percentagem de dados recolhidos por esta estação (77%) com os mínimos exigidos pelo Decreto-Lei

⁴ CID: Classificação Estatística Internacional de Doenças e Problemas Relacionados com a Saúde

n.º 111/2002 (90%) estes encontram-se significativamente abaixo, contudo esta estação não foi excluída por forma a ser possível avaliar o risco da população da AMP exposta à concentração deste poluente, apesar de se apreender previamente que a série temporal registada por esta estação não é suficientemente representativa.

Face à dinâmica dos movimentos pendulares verificados e descritos na secção 3.1.1.4 e 3.1.2.4 para a AML e AMP, respectivamente, a maioria da população exerce actividade laboral ou estuda em municípios distintos da sua área de residência. Deste modo, considerou-se a série temporal com valores médios de todas as estações de qualidade do ar de cada AM válidas no ano de 2004, devido à dificuldade de determinar o local onde ocorre maior tempo de exposição.

Como já referido, com o objectivo de minimizar as incertezas associadas ao tratamento de dados de qualidade do ar, optou-se por construir três séries temporais usadas como dados de entrada para cada modelo, correspondendo estas aos valores médios calculados para estações do tipo fundo, tráfego e todas as estações.

Assim, tendo em conta o tipo de ambiente e tipo de influência das estações de monitorização consideradas para quantificar a exposição da população da AML e da AMP e as respectivas distribuições das concentrações monitorizadas ao longo do período de estudo, obteve-se as seguintes séries temporais de PM_{10} e de $PM_{2,5}$, apresentadas no gráfico 9 até ao gráfico 12.

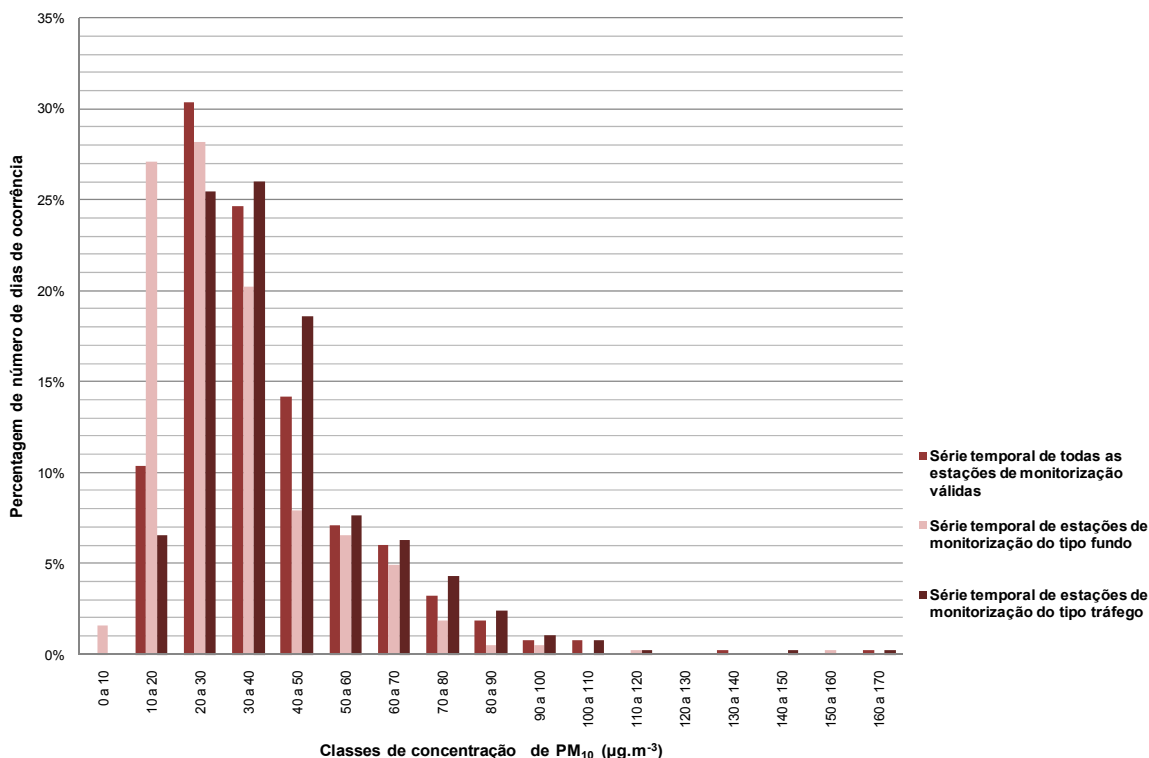


Gráfico 9 – Variação das concentrações médias diárias de PM_{10} monitorizadas, na AML, por todas as estações válidas, estações do tipo fundo e estações do tipo tráfego consideradas, no ano de 2004.

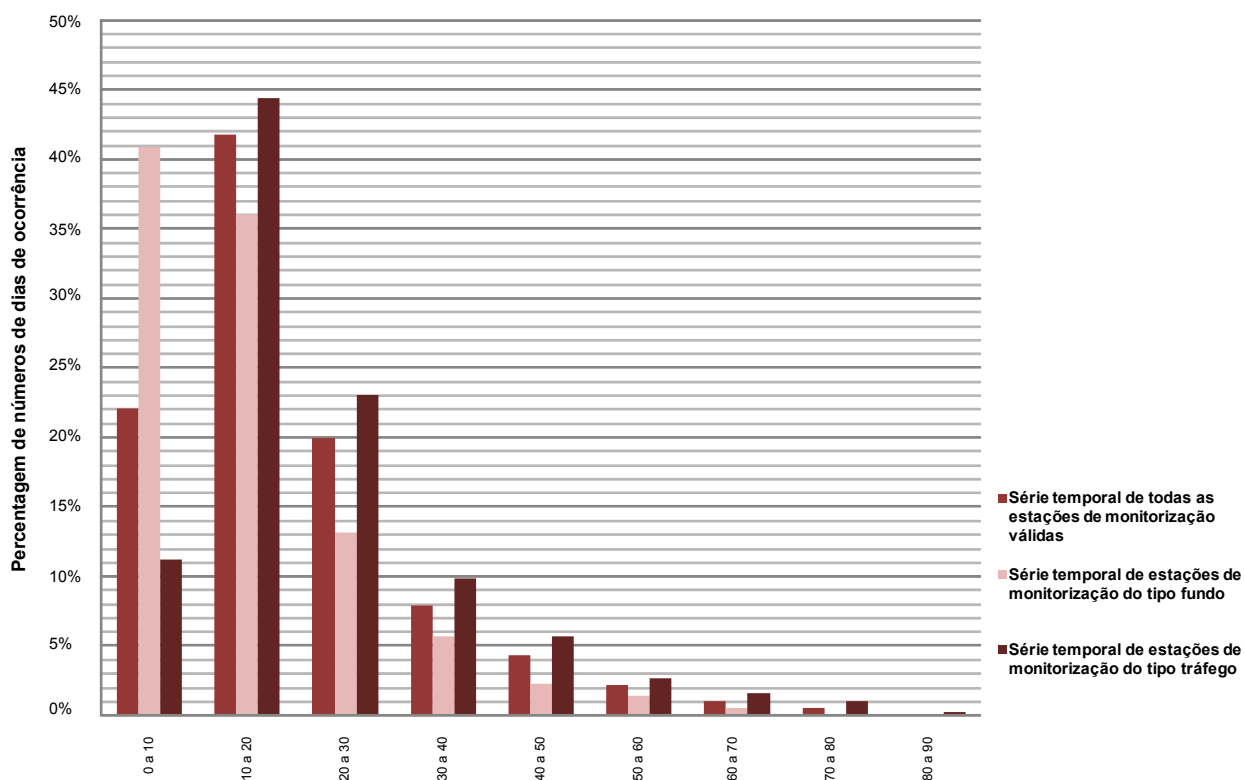


Gráfico 10 – Variação das concentrações médias diárias de $PM_{2,5}$ monitorizadas, na AML, por todas as estações válidas, estações do tipo fundo e estações do tipo tráfego consideradas, no ano de 2004.

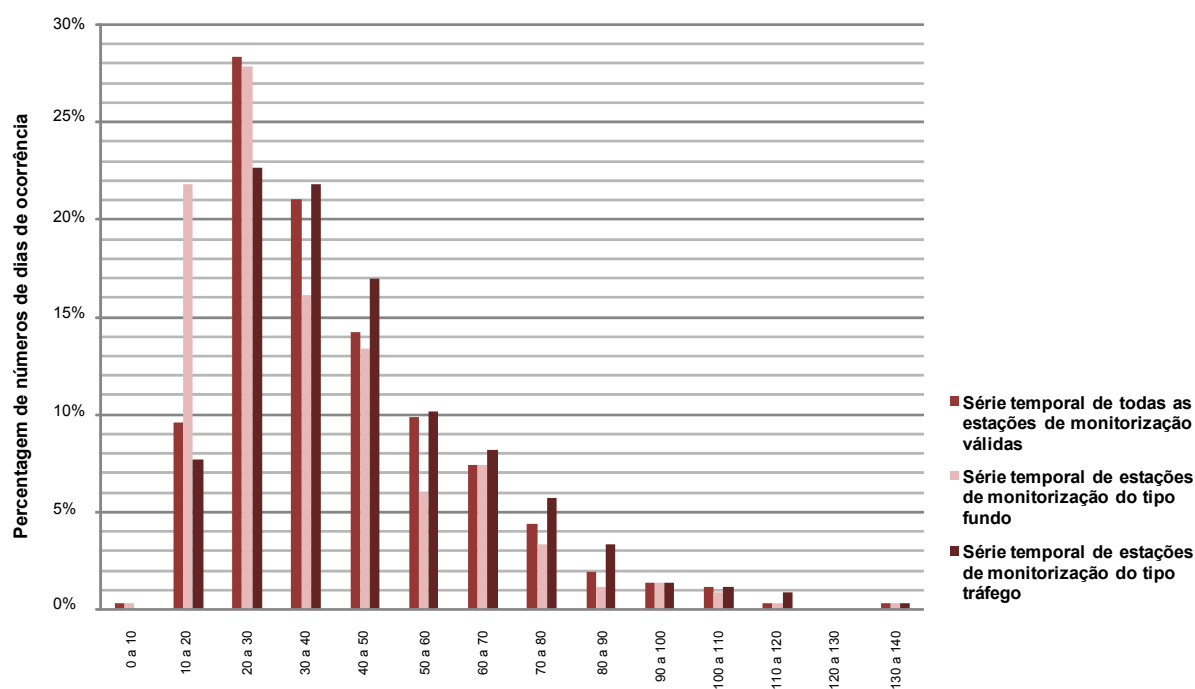


Gráfico 11 – Variação das concentrações médias diárias de PM_{10} monitorizadas, na AMP, por todas as estações válidas, estações do tipo fundo e estações do tipo tráfego consideradas, no ano de 2004.

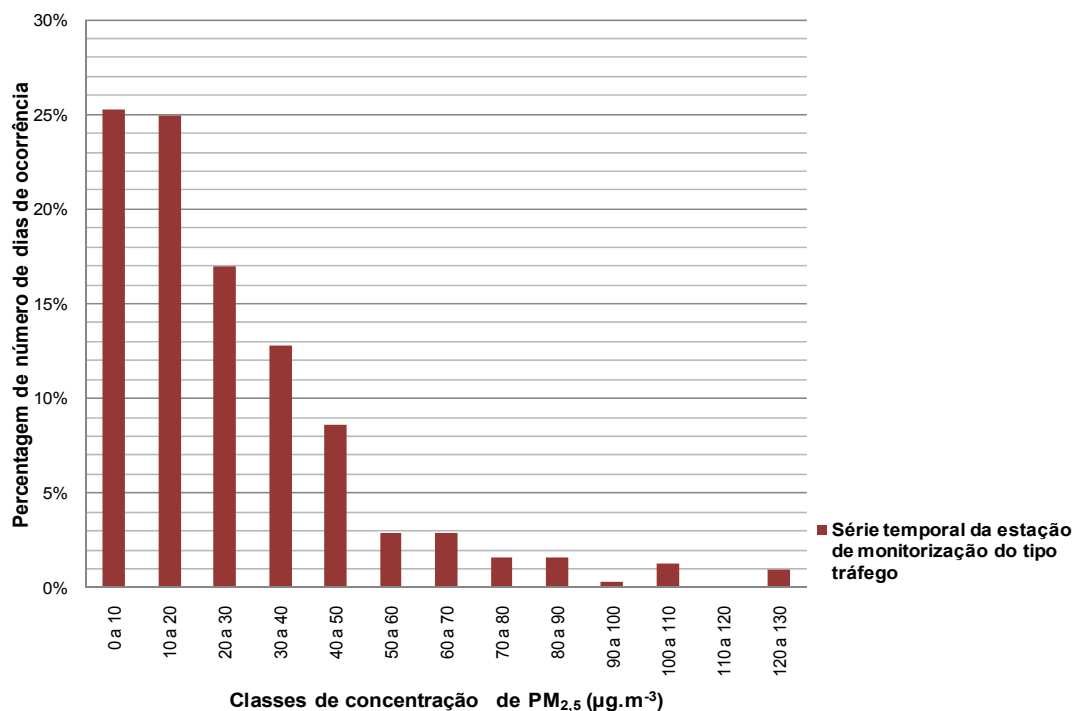


Gráfico 12 – Variação das concentrações médias diárias de PM_{2,5} monitorizadas pela estação de monitorização de Vermoim, no ano de 2004.

Os dados anteriormente apresentados, bem como os dados relativos aos indicadores de saúde, foram necessariamente introduzidos, no modelo PSAS-9, através da folha de cálculo (células verdes) apresentada seguidamente (figura 19).

	A	B	C	D	E	F	H	Z	AA	AB	AX
1	Polluants (niveaux journaliers)							Indicateurs sanitaires	Moyennes journalières calculées sur l'été	Moyennes journalières sur l'année ou sur la saison pour morbidité	
2	Dates	O3	NO2	SO2	FN	PM10		Mortalité totale		2,0843	
3	01-01-2004					20		Mortalité cardiovasculaire			
4	02-01-2004					27		Mortalité respiratoire		0,2127	
5	03-01-2004					30					
6	04-01-2004					53					
7	05-01-2004					49					
8	06-01-2004					51					
9	07-01-2004					40					
10	08-01-2004					28					
11	09-01-2004					31					
12	10-01-2004					29					
13	11-01-2004					19					

Les moyennes journalières calculées sur la période estivale sont utilisées pour les calculs de l'impact de l'ozone. Remplir les zones vertes uniquement

Figura 19- Menu dos dados de entrada do modelo PSAS-9.

● Riscos Relativos por um aumento de 10 µg.m⁻³

Relativamente aos RR estes também devem ser introduzidos no software PSAS-9 nas células devidas (figura 20) de modo a este determinar o coeficiente de risco (β) a introduzir na equação CR, caso os admitidos previamente pelo modelo não sejam adequados ao caso de estudo.

BS	BT	BU	BV	BW	BX
RR Augmentation de : 10 µg/m3					
Polluant	Indicateur	Inférieur	Central	Supérieur	Études retenues pour les courbes exposition / risque
PM10	Mortalité totale	1,004	1,006	1,008	WHO,2004
	Mortalité respiratoire	1,005	1,013	1,021	WHO,2004
	Mortalité cardiovasculaire	1,005	1,009	1,013	WHO,2004
	Mortalité totale long terme	1,026	1,043	1,061	Kunzli, 2000

Figura 20 – Introdução dos RR relativos no modelo PSAS-9.

Os RR considerados são relativos a um aumento de $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ de concentração de PM_{10} e de $\text{PM}_{2,5}$, diferindo também consoante o indicador de saúde. Estes valores podem ser provenientes de estudos de avaliação de risco publicados para a área em causa, contudo como até a data não existem estudos que tenham identificado os riscos relativos associados à exposição de partículas atmosféricas na AML ou AMP os valores de RR considerados são os mesmos admitidos pelo projecto APHEIS, sendo este provenientes de estudos compilados pela OMS para a Europa [WHO, 2004a] e dos estudos de Zanoebetti et al. (2002; 2003) para avaliação de risco associado com a exposição a curto prazo (1,2 dias) e curto prazo cumulativo (40 dias), respectivamente. Para avaliação de risco associado com a exposição longo prazo considerou-se os RR provenientes dos estudos desenvolvidos por Kunzli et al. (2000) e por Pope et al. (2002).

Na tabela 8 apresentam-se resumidos os parâmetros de saúde, níveis de qualidade do ar, e riscos relativos considerados, necessários à quantificação do risco associado à exposição a curto prazo, desenvolvida por este modelo de cálculo, para cada uma das áreas metropolitanas de Lisboa e Porto.

Relativamente à quantificação do risco associada à exposição a longo prazo, salienta-se, mais uma vez, a alteração dos indicadores analisados, comparativamente com avaliação associada à exposição a curto prazo, e que o modelo considera as concentrações monitorizadas introduzidas em termos de concentração média anual para ambas as fracções de PM consideradas (PM_{10} e $\text{PM}_{2,5}$) (tabela 9).

Tabela 8 – Dados de entrada correspondentes a cada AM necessários para quantificação do risco para a saúde associado à exposição a curto prazo a PM₁₀.

Poluente	Parâmetros			AML	AMP	RR para aumento de 10 µg.m ⁻³ (Intervalo de confiança de 95%)	
						1-2 dias	40 dias
PM ₁₀	Taxa de mortalidade diária (óbitos /100000 habitantes)	Todas as causas (excluindo as externas)	CID 10: A00-R99	2,4268	1,9790	1,006 (1,004-1,008)	1,01227 (1,0081-1,0164)
		Doenças cardiovasculares	CID 10: I00-I99	1,0134	0,6776	1,009 (1,005-1,013)	1,01969 (1,0139- 1,0255)
		Doenças respiratórias	CID 10: J00-J99	0,1992	0,2066	1,013 (1,005-1,021)	1,04207 (1,0109-1,0742)
	População exposta (População total residente)			2 782 205	1 272 176		
	Concentração média anual de PM ₁₀ (µg.m ⁻³) Todas as estações			38,4	40,8		
	Concentração média anual de PM ₁₀ (µg.m ⁻³) Estações do tipo fundo			32,0	36,6		
	Concentração média anual de PM ₁₀ (µg.m ⁻³) Estações do tipo tráfego			41,5	43,9		

Tabela 9 – Dados de entrada correspondentes a cada AM necessários para quantificação do risco para a saúde associado à exposição a longo prazo a PM₁₀ e PM_{2,5}.

Poluente	Parâmetros			AML	AMP	RR para aumento de 10 µg.m ⁻³ (Intervalo de confiança de 95%)
PM ₁₀	Taxa de mortalidade diária (óbitos /100000 habitantes)	Todas as causas (excluindo as externas)	CID 10: A00-R99	2,4268	1,9790	1,043 (1,026 -1,061)
	População exposta (População total residente)			2 782 205	1 272 176	
	Concentração média anual de PM ₁₀ (µg.m ⁻³) Todas as estações			38,4	40,8	
	Concentração média anual de PM ₁₀ (µg.m ⁻³) Estações do tipo fundo			32,0	36,6	
PM _{2,5}	Concentração média anual de PM ₁₀ (µg.m ⁻³) Estações do tipo tráfego			41,5	43,9	
	Taxa de mortalidade diária (óbitos /100000 habitantes)	Todas as causas	CID 10: A00-Y98	2,5350	2,0781	1,06 (1,02 -1,11)
		Cancro do pulmão	CID 10: C33-C34	0,0918	0,0926	1,14 (1,04 – 1,23)
	População exposta (População total residente)			2 782 205	1 272 176	
	Concentração média anual de PM _{2,5} (µg.m ⁻³) Todas as estações			19,3	-	
	Concentração média anual de PM _{2,5} (µg.m ⁻³) Estações do tipo fundo			15,4	-	
	Concentração média anual de PM _{2,5} (µg.m ⁻³) Estações do tipo tráfego			22,7	26,5	

● **Definição de cenários de avaliação**

A avaliação de risco associado à exposição de partículas inaláveis requer a introdução de concentrações de referência que podem ser vistas como valores de “fundo” ou cenários de avaliação. Assim, no presente estudo foram considerados como concentrações de referência vários cenários de avaliação, correspondendo o risco estimado à diferença de concentração entre a situação actual e a concentração de referência, avaliando-se assim as vantagens para a saúde humana em reduzir as concentrações de partículas inaláveis até esses valores.

Neste sentido, a avaliação do risco associado à exposição a curto prazo efectuou-se para a fracção PM_{10} , considerando-se dois cenários de avaliação:

- Concentração “base” de $10 \mu\text{g.m}^{-3}$, considerada de acordo com o relatório da OMS que assume concentrações de “fundo” entre 8 a $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ [Ostro, 2004];
- Valor-limite diário de $50 \mu\text{g.m}^{-3}$ (em cumprimento desde o ano de 2005 e a partir do ano de 2010) [Decreto-Lei nº 111/2002].

No que diz respeito à avaliação do risco associado à exposição a longo prazo, esta foi efectuada para ambas as fracções, analisando-se os seguintes cenários:

PM_{10} :

- Concentração “base” de $10 \mu\text{g.m}^{-3}$;
- Valor-limite anual de $40 \mu\text{g.m}^{-3}$ (em cumprimento desde o ano de 2005);
- Valor-limite anual de $20 \mu\text{g.m}^{-3}$ (em cumprimento a partir do ano de 2010) [Decreto-Lei nº 111/2002].

• $PM_{2,5}$:

- Concentração “base” de $7,5 \mu\text{g.m}^{-3}$, correspondendo à concentração mais baixa para o qual foi desenvolvida a função CR considerada para avaliação do risco associado com este poluente;
- Valor de referência de $20 \mu\text{g.m}^{-3}$;
- Valor de referência de $15 \mu\text{g.m}^{-3}$.

Relativamente aos valores de referência considerados na avaliação do risco associado à exposição a longo prazo a $PM_{2,5}$, uma vez que ainda não se encontram legislados valores-limite para este poluente, assumiu-se os cenários de redução das concentrações de $PM_{2,5}$ para uma concentração média anual de $20 \mu\text{g.m}^{-3}$ e a redução das concentrações de $PM_{2,5}$ para uma concentração média anual de $15 \mu\text{g.m}^{-3}$,

também considerados no estudo Apehis-3 no sentido comparação dos resultados com outras cidades europeias.

3.2.1.2. Algoritmo de cálculo do modelo PSAS-9

A estimativa do impacto associado à exposição à poluição atmosférica calculada por este software baseia-se na determinação da fracção atribuível (AP), ou seja a proporção do resultado de saúde analisado que pode ser atribuído à exposição de uma dada população à poluição atmosférica, considerando que existe uma associação causal entre exposição e os resultados de saúde. Tendo como parâmetros de entrada dados estatísticos, a distribuição da exposição da população, determinada na fase de avaliação da exposição, bem como a identificação da função CR, apresentados anteriormente, a AP pode ser calculada de acordo com a equação 3.

$$AP = \frac{\sum([RR(c) - 1] \times p(c))}{\sum[RR(c) \times p(c)]} \quad (\text{eq. 3})$$

Em que:

RR (c) - risco relativo de um resultado de saúde no nível de exposição c;

p(c) - proporção da população no nível de exposição c.

Onde a equação de RR utilizada pelo modelo é a equação 1 (capítulo 2.4), que assume que o indicador na saúde atribuível à poluição atmosférica está directamente relacionado com a concentração.

Salienta-se que a equação 3 tem em conta vários grupos populacionais expostos a diferentes níveis de poluentes. No entanto, no caso de apenas um grupo populacional, por exemplo de apenas uma única cidade, apenas expostos a um único nível de exposição, esta fórmula pode ser simplificada na equação 4, em que p torna-se 1, uma vez que toda a população é exposta, e apenas um valor de RR será aplicado.

$$AP = \frac{RR - 1}{RR} \quad (\text{eq. 4})$$

Sabendo, ou estimando, a frequência subjacente do resultado de saúde na população, a taxa base de incidência I (ou número de casos por unidade de população), a taxa atribuída à exposição da população (IE) pode ser calculada através da seguinte fórmula (equação 5):

$$IE = I \times AP \quad (\text{eq. 5})$$

Para uma população de uma dado tamanho N, é possível converter a taxa determinada através da equação 5 para o número estimado de casos atribuídos (NE), através da seguinte fórmula (equação 6).

$$NE = IE \times N \quad (\text{eq. 6})$$

Assim, a frequência do resultado na população não exposta (INE) pode ser determinada de acordo com a equação 7.

$$INE = I - IE = I \times (1 - AP) \quad (\text{eq. 7})$$

Por fim, a análise fornece ainda estimativas da distribuição dos casos por categorias de intervalos de concentração do poluente (exposição). Sabendo o risco relativo a um determinado nível de concentração de um dado poluente e estimando a incidência na população não exposta, é ainda possível determinar o excesso de incidência, ou número de casos atribuíveis à exposição à poluição atmosférica (NA) (óbitos/100 000 habitantes), para um dado no nível de exposição (c), através da equação 8.

$$NA = (RR(c) - 1) \times p(c) \times INE \quad (\text{eq. 8})$$

3.2.1.3. Resultados

No âmbito da aplicação da metodologia anteriormente caracterizada, serão obtidos o número de óbitos atribuíveis à poluição atmosférica, bem como o respectivo risco relativo associado, e respectivo intervalo de confiança de 95%, à diferença entre os níveis de concentração de PM₁₀ e PM_{2,5} e os níveis de referência considerados.

A forma como estes resultados se encontram apresentados pelo modelo encontra-se ilustrada na figura 21.

	A	B	C	D	E	F	G	H
16	Résultats de l'EIS, nombre de cas attribuables (NA) à la pollution atmosphérique pour les scénarios							
17	RESULTATS		Pour la période			Par an		
18			NA	IC 95%		NA	IC 95%	
19	Scénario 1 : gain sanitaire lié à la diminution de la moyenne annuelle au niveau de la norme européenne 2005 de $\mu\text{g}/\text{m}^3$	40	2,56	1,56	3,61	2,56	1,56	3,61
20	Scénario 2 : gain sanitaire lié à la diminution de la moyenne annuelle au niveau de la norme européenne 2010 de $\mu\text{g}/\text{m}^3$	20	60,85	36,46	87,15	60,85	36,46	87,15
21	Scénario 3 : gain sanitaire lié à la diminution de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de la moyenne annuelle	5	15,09	9,16	21,31	15,09	9,16	21,31
22								
23								
24	Calculs intermédiaires							
25	Scénario 1 : Nb de cas journaliers non attribuables à la pollution au niveau de référence	RR (10 μg)	cas attribuables (NA10)	RR (40 μg) inférieur	cas attribuables (NA10) inf	RR (10 μg) supérieur	cas attribuables (NA10) sup	
26	1,9720	1,003553883	2,56	1,002165189	1,56	1,005001853	3,61	
27	Scénario 2 : Nb de cas journaliers non attribuables à la pollution au niveau de référence	RR (20 μg)	cas attribuables (NA20)	RR (20 μg) inférieur	cas attribuables (NA20) inf	RR (20 μg) supérieur	cas attribuables (NA20) sup	
28	1,8127	1,091715088	60,85	1,054955243	36,46	1,131351691	87,15	
29	Scénario 3 : Nb de cas journaliers non attribuables à la pollution au niveau de référence	RR (5 μg)	cas attribuables (NA5)	RR (5 μg) inférieur	cas attribuables (NA5) inf	RR (5 μg) supérieur	cas attribuables (NA5) sup	
30	1,9377	1,021273715	15,09	1,012916581	9,2	1,030048543	21,3	
31								
32								

Figura 21 – Estrutura de apresentação dos resultados obtidos pelo modelo PSAS-9.

Os dados são apresentados para os diferentes cenários considerados, apresentando-se ainda para o período e ano de estudo. Contudo, no presente estudo são iguais, uma vez que este foi desenvolvido para uma escala temporal de um ano (2004).

3.2.2. Aplicação do módulo “tabelas de vida” do software AirQ 2.2

3.2.2.1. Dados de entrada

No presente estudo recorreu-se ao módulo designado por “tabelas de vida” do modelo AirQ no sentido de quantificar o risco associado, através de outros parâmetros quantitativos, à exposição a longo prazo a $\text{PM}_{2,5}$, uma vez que existem evidências mais estabelecidas associadas a esta fracção [Amann et al., 2002].

Os dados de entrada necessários à aplicação do módulo “tabelas de vida” dividem-se também em dados de qualidade do ar, dados de indicadores de saúde, riscos relativos por aumento de $10 \mu\text{g}.\text{m}^{-3}$, e ainda dados demográficos, sendo seguidamente apresentado detalhadamente quais os considerados nesta análise, bem como o tratamento necessário aplicado a cada um e pressupostos considerados.

● Dados monitorizados de qualidade do ar

No que diz respeito aos dados de qualidade do ar monitorizados introduzidos neste modelo, estes correspondem à média anual da concentração de $PM_{2,5}$, sendo esta estimada com base em concentrações ambientais, fornecidas pelas estações de monitorização válidas das áreas urbanas de interesse, para o respectivo período de estudo. Tal como se procedeu para a aplicação do modelo PSAS-9, nesta análise também se excluiu as estações de qualidade do ar que não obedecessem a uma taxa mínima de recolha de dados de 90%, de acordo com o Decreto-Lei n.º 111/2002, contudo para a AMP a estação de Vermoim continuou a ser considerada, pelos motivos mencionados previamente.

Salienta-se mais uma vez que a presente avaliação do risco foi efectuada considerando três séries temporais de concentrações de PM_{10} e $PM_{2,5}$ monitorizadas por todas as estações, estações do tipo fundo e estações do tipo tráfego, apresentando-se para a AMP dados disponíveis de concentração de $PM_{2,5}$ apenas monitorizados por uma estação de qualidade do ar.

Numa primeira fase de aplicação do modelo é necessário seleccionar o poluente e o período de estudo para o qual se pretende efectuar a avaliação, sendo posteriormente introduzida a concentração média anual correspondente ao poluente em estudo, através do seguinte menu de entrada (figura 22).

The screenshot displays the 'AirQ Life-Table Simulation Version 2.2.3' software interface. The 'Pollutant' dropdown is set to 'PM2.5 long term'. The 'Year of measurements' and 'Start simulation with year' are both set to '2004'. The 'Country' is 'Portugal' and the 'Agglomeration' is 'AML - todas estações'. The 'Exposed population (in 1000)' is '0'. Under 'Data capture (number of days)', the 'annual' tab is selected. The 'Pollutant concentrations in $\mu g/m^3$ ' section shows 'Mean values' of 19.33 for annual, 0 for winter, and 0 for summer. The 'Maximum' values are 0 for all seasons. The 'Number of stations' is 2. The 'Lowest station' is 'Olivais' and the 'Highest station' is 'Entrecampos'. At the bottom, there are additional input fields for mean values, maximums, and annual 98 percentiles for both the lowest and highest stations across annual, winter, and summer periods.

Figura 22 – Menu de introdução de alguns dados de entrada do modelo AirQ.

Outros parâmetros podem ser completados, como por exemplo país, a aglomeração, ano de medições, população exposta, número de estações, a concentração do poluente em estudo para as diferentes estações do ano, no entanto apenas os itens a cor vermelha que têm de ser necessariamente preenchidos para o cálculo.

- **Dados demográficos**

Relativamente aos dados demográficos, esta abordagem requer como dados de entrada dados detalhados de população residente no primeiro semestre do ano de estudo (população de meio ano), distribuídos por faixas etárias. Contudo, devido à indisponibilidade destes dados para a escala temporal em estudo considerou-se a população total do ano de 2004.

Quanto aos intervalos etários introduzidos no modelo, considerou-se as idades entre 0-14 anos, 15-64 anos e 64-100 anos, uma vez que os dados demográficos disponíveis para cada concelho correspondentes a cada AM apenas se encontravam distribuídos por estes grandes grupos etários.

- **Indicadores de Saúde**

No que diz respeito aos parâmetros de saúde estes compreendem dados de número de óbitos por vários indicadores e distribuídos por faixas etárias.

Na aplicação deste software os dados dos indicadores de saúde foram considerados para ambos os sexos, tal como os dados demográficos, e distribuídos também pelas idades entre 0-14 anos, 15-64 anos e 64-100 anos, sendo introduzidos o número de óbitos, na respectiva faixa etária, por indicadores, analisando-se os indicadores mortalidade total e mortalidade por cancro do pulmão, tal como os considerados na avaliação associada a $PM_{2,5}$ desenvolvida no modelo PSAS-9.

- **Riscos Relativos por um aumento de $10 \mu g.m^{-3}$**

No que diz respeito aos RR, consoante o indicador de saúde seleccionado, estes podem ser introduzidos pelo utilizador caso disponha de valores obtidos experimentalmente ou utilizar os coeficientes de risco considerados automaticamente pelo modelo (figura 23), assumidos pela OMS com base em diferentes estudos epidemiológicos. No presente estudo, esta última opção foi a seleccionada, recorrendo assim o modelo ao estudo epidemiológico desenvolvido pela ACS [Pope et al., 2002], no que diz respeito aos coeficientes de risco para a fracção $PM_{2,5}$.

AirQ Life-Table Simulation Version 2.2.3

File Screens Help

Infos | Data male | Data female | Data all | Calc | YoLL all | YoLL lost male | YoLL female

Pollutant: PM2.5 long term Start simulation with year... 2004

Effect: ALL causes of death Scientific certainty of RRs: HIGH

Parameters

Pollutant concentration in µg/m3

7,5 80 26,5

X low X high Mean annual concentration X_reference

$h_reference = h_annualMean / RR$; $RR = \exp(\beta * (X_annualMean - X_reference))$ for $[X_low, X_high]$

	* from age...	* ...until age	* beta	* se beta	RR	RR lower	RR upper
all causes <input checked="" type="checkbox"/>	30	120	0,0060200	0,0022654	1,0620500	1,0159200	1,1102700
cardio <input type="checkbox"/>	30	120	0,0089330	0,0029070	1,0934400	1,0328800	1,1575500
LCA <input type="checkbox"/>	30	120	0,0126730	0,0042600	1,1351100	1,0441800	1,2339600

☒ use WHO defaults compute RRs RR per 10 µg/m3 increase

Percentage change in pollution level [from year... ...until year] ☐ advanced

100

Change in birth numbers vs 1st year (%) [from year... ...until year]

100

YoL weight for ages [from age... ...until age]

1

YoL weight for years [from year... ...until year]

1

Calculation: GO

Figura 23 – Introdução dos valores dos riscos relativos no modelo AirQ para os diferentes indicadores de saúde considerados.

O programa permite ainda a alteração do nível de poluição, tendo em conta o tempo, futuras taxas de natalidade, o peso dos anos de vida perdidos em diferentes idades ou diferentes alturas no futuro. No entanto, será assumido a mesma redução proporcional dos indicadores considerados em cada grupo etário (idade > 30 anos).

Seguidamente apresentam-se resumidos (tabela 10) os parâmetros demográficos, de saúde e de qualidade do ar, bem como os riscos relativos utilizados, necessários à quantificação do risco associado à exposição a longo prazo pelo módulo “tabelas de vida” do programa AirQ, para cada uma das áreas metropolitanas: Lisboa e Porto.

Tabela 10 – Dados de entrada do programa AirQ, correspondentes a cada AM, necessários para quantificação do risco para a saúde associado à exposição a longo prazo a PM_{2,5}, para o ano 2004.

Poluente	Parâmetros				AML	AMP	RR para aumento de 10 µg.m ⁻³ (95% Intervalo de confiança)	
PM _{2,5}	Óbitos por faixa etária	Todas as causas	CID 10: A00-Y98	0-14	194,22	99,10	1,06 (1,02 – 1,11)	
				15-24	162,72	86,41		
				25-64	5264,22	2215,27		
				>65	19679,14	7873,09		
		Cancro do pulmão	CID 10: C33-C34	0-14	1,25	0,00	1,14 (1,04 – 1,23)	
				15-24	0,00	0,00		
				25-64	337,07	163,16		
				>65	583,94	292,56		
	População residente por faixa etária			0-14	429 223	204 429		
				15-24	316 153	157 589		
				25-64	1 582 617	728 795		
				>65	454 212	181 363		
	Concentração média anual de PM _{2.5} (µg.m ⁻³) Todas as estações					19,3	-	
	Concentração média anual de PM _{2.5} (µg.m ⁻³) Estações do tipo fundo					15,4	-	
	Concentração média anual de PM _{2.5} (µg.m ⁻³) Estações do tipo tráfego					22,7	26,5	

Definição de cenários de avaliação

Relativamente às concentrações de referência consideradas na avaliação do risco associado à exposição a longo prazo a PM_{2,5} integrada no módulo “tabelas de vida” do modelo AirQ, foram considerados os cenários de avaliação de redução da concentração média anual de PM_{2,5} para o valor referência de 7,5 µg.m⁻³ e para o valor de referência de 15 µg.m⁻³, tal como considerado para o modelo PSAS-9.

Contudo, o valor de referência de 20 µg.m⁻³ não foi avaliado uma vez que a concentração média anual de PM_{2,5} monitorizada em cada área metropolitana em estudo encontra-se muito próxima deste valor de referência e, consequentemente o benefício de a reduzir para 20 µg.m⁻³ é menos significativo comparativamente com o alcançado com valor de 15 µg.m⁻³.

3.2.2.2. Algoritmo de cálculo do módulo “tabela de vida” do programa AirQ

A metodologia utilizada no módulo “tabelas de vida” para o cálculo das probabilidades de sobrevivência tem em consideração que as mortes ocorrem ao longo de um ano. Sem datas precisas de cada morte, a convenção habitual é que cerca de metade das mortes num ano ocorrem em cada semestre do ano.

A determinação do risco relativo por este software também se baseia na função linear da diferença de níveis de poluição, em que o coeficiente do risco (β) é introduzido pelo utilizador. Esta função também pode ser utilizada no caso em que o nível de poluição atmosférica é inferior ao de referência, representado uma queda ao nível da poluição ($RR < 1$), resultando num aumento da esperança de vida.

Assim, o programa AirQ considera que a determinação do aumento na expectativa de vida, em função da diminuição dos níveis de poluição é o principal interesse, aplicando a seguinte fórmula (equação 9).

$$h_referência = \frac{h_mediaannual}{e^{(\beta \times (X_mediaannual - X_referência))}} \quad (\text{eq. 9})$$

Em que:

$h_referência$ – taxa de risco associada ao nível de referência de poluição atmosférica;

$h_mediaannual$ – taxa de risco, dada a partir da distribuição empírica da idade da população;

$x_mediaannual$ – concentração média anual, obtida a partir de medições da qualidade do ar [$\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$];

$x_referência$ – concentração de referência, introduzida pelo utilizador [$\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$];

A vida esperada desde o nascimento pode ser calculada pelo somatório dos anos de vida ao longo de todo o período e dividindo pelo tamanho da população inicial. A expectativa de vida condicional, em alcançar uma determinada idade, pode também ser determinada através do somatório de anos de vida até essa idade ou superior, e dividindo pelo número de indivíduos que alcançou essa idade [Miller BG, 2001].

Quanto maior é a diferença entre os valores anteriores, maior é a importância relativa da causa. Na avaliação do impacto da poluição atmosférica na saúde, uma abordagem semelhante pode ser utilizada, e a esperança de vida real pode ser comparada com a hipotética esperança de vida obtida para um dado cenário. Para esse efeito, as taxas de risco deve ser previstas para esse cenário.

Sendo assumido a mesma redução de perigo proporcional para toda a faixa etária (idade > 30), as taxas de risco para um dado cenário são calculadas recorrendo à equação 9 dividindo-se a taxa de risco real pelo correspondente risco relativo (RR).

No sentido de determinar a esperança de vida restante (ELR), o presente software recorre à seguinte equação (equação 10).

$$ELR(idade) = \frac{\sum(até\ ao\ final\ da\ IDADE)\ YoL}{número\ de\ pessoas\ nessa\ idade} \quad (eq. 10)$$

Em que:

YoL – Anos de vida até à idade considerada.

Assim, será apresentada pelo software a ELR para os níveis de poluição de “referência”, determinada com base na taxa de risco ajustada pelo RR associado com os níveis de poluição observados. Uma vez que o RR será diferente para a mortalidade total e para a mortalidade por causas específicas, a ELR irá variar em conformidade.

A respectiva esperança de vida ganha poderá ainda ser determinada recorrendo à equação 11, através da diferença de ELR associada com o nível de poluição de referência admitido e a ELR respectiva ao nível de poluição (concentração actual), sendo apresentada pelo software num intervalo de um, cinco ou dez anos, da respectiva distribuição etária.

$$ELR_{ganha} = ELR(referência) - ELR(actual) \quad (eq. 11)$$

Na avaliação dos efeitos associados com a exposição a longo prazo através da determinação dos anos de vida perdidos (YoLL) numa população exposta a um determinado nível de poluição durante um período específico, a versão 2.2 do software AirQ recorre à seguinte equação (equação 12).

$$YoLL = YoL(referência) - YoL(actual) \quad (eq. 12)$$

Se o nível de poluição medido (actual) for menor que o nível de poluição de referência admitido, o valor de YoLL é uma quantidade positiva. Também pode ser interpretado como o número de anos de vida ganhos, se o nível de poluição actual fosse diminuindo para o nível de referência.

Na determinação de YoLL para o ano de simulação inicial, é necessário, através da equação 13 e equação 14, calcular os números absolutos de YoL com base na distribuição inicial.

$$YoL(primeiro\ ano) = \sum(faixa\ etária)YoL \quad (eq. 13)$$

Tendo-se, através da equação 14 os YoL no primeiro ano de simulação normalizado por 100000 habitantes.

$$YoL_{norm}(\text{primeiro ano}) = 100000 \times \frac{\sum(\text{faixa etária})YoL}{\sum(\text{faixa etária})Entrada(\text{primeiro ano})} \quad (\text{eq. 14})$$

3.2.2.3. Resultados

No âmbito da aplicação do módulo “tabela de vida”, anteriormente caracterizado e desenvolvido no modelo AirQ, obtêm-se a redução da esperança de vida para várias gamas etárias consideradas, bem como a esperança de vida ajustada devido à exposição, e ainda os anos de vida perdidos para a faixa etária entre os 30 e 60 anos e para todas as idades, devido a mortes “prematuras” atribuídas à exposição a PM_{2,5}, na população residente na AML e na AMP.

É ainda possível obter o número de anos de vida perdidos para a faixa etária entre os 30 e 60 anos devido a mortes “prematuras” por todas as causas ou cancro do pulmão associados à exposição a PM_{2,5} normalizados para 100 000 habitantes e para os primeiros 10 anos a partir do primeiro ano de exposição considerado (2004-2014).

A forma como os impactos na saúde são exibidos pelo modelo encontra-se ilustrada na figura 24.

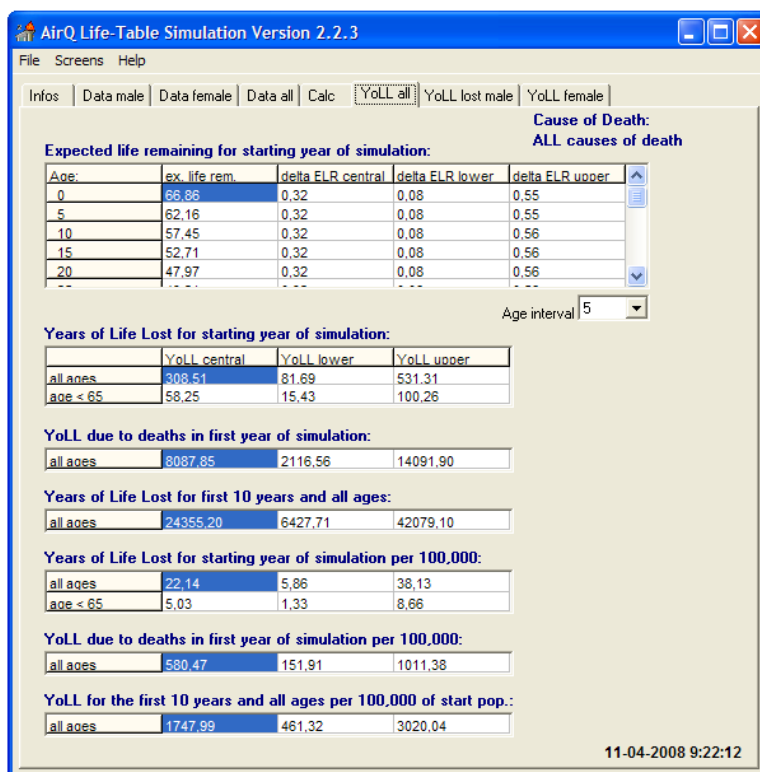


Figura 24 – Estrutura de apresentação dos resultados obtidos pelo módulo “tabelas de vida” do modelo AirQ.

3.3. Resultados

Após tratamento dos dados de entrada procedeu-se à aplicação do modelo PSAS-9 e do módulo “tabelas de vida” do software AirQ, sendo assim possível efectuar a avaliação de risco na saúde da população residente na AML e AMP, associado com exposição de curto prazo a PM_{10} (1,2 dias e 40 dias), e ainda associado à exposição a longo prazo às fracções PM_{10} e $PM_{2,5}$, de acordo com vários cenários, quantificando-se assim o benefício máximo para população exposta às concentrações analisadas, relativamente a uma concentração “base”, e potenciais benefícios de as reduzir para outros valores de referência.

Em seguida serão apresentados os resultados obtidos, de acordo com os dois modelos aplicados, em detalhe para cada indicador analisado e para ambas as áreas metropolitanas estudadas.

3.3.1. PM_{10} : Avaliação do risco associado à exposição de curto prazo e curto prazo cumulativo

A avaliação do risco associado à exposição a curto prazo (1, 2 dias) e curto prazo cumulativo (até 40 dias) foi efectuada recorrendo ao modelo PSAS-9, avaliando-se apenas o impacte associado à fracção PM_{10} .

As estimativas de risco obtidas apresentam-se em termos de número de casos atribuíveis por 100 000 habitantes, sendo este interpretados como o benefício para as áreas metropolitanas em estudo, em termos de número de mortes evitadas, de reduzir as suas concentrações diárias para os cenários considerados.

Para cada indicador analisado os resultados obtidos serão seguidamente apresentados, para ambas as áreas metropolitanas avaliadas, tendo em conta as séries temporais consideradas anteriormente.

3.3.1.1. Mortalidade por todas as causas internas (CID 10: A00-R99)

Os resultados obtidos na avaliação de risco para saúde humana da população residente na AML e AMP, relativamente ao indicador mortalidade por todas as causas (excluindo acidentes ou mortes violentas) encontram-se apresentados na figura 25, para os dois cenários considerados. Estes valores encontram-se detalhadamente

discriminados nas tabelas V.1 e V.2, do anexo V, para a AML e AMP, respectivamente.

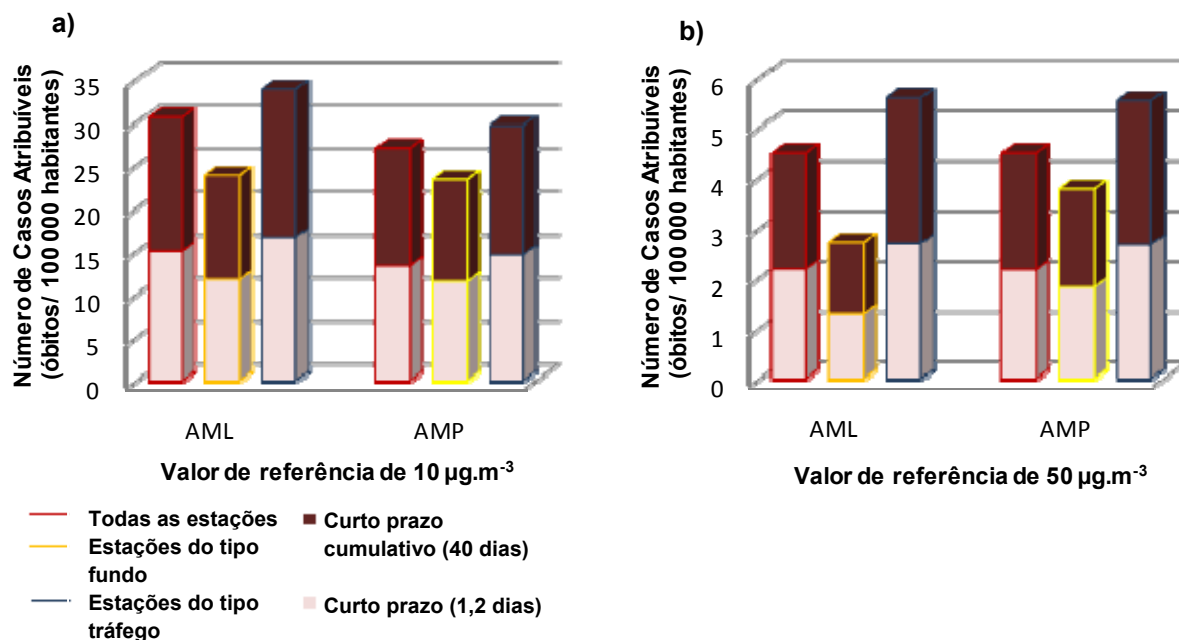


Figura 25 – Risco associado à exposição a curto prazo (1,2 dias e até 40 dias) a PM₁₀ na AML e AMP para o indicador mortalidade por todas as causas internas (CID 10: A00-R99), em número de casos atribuíveis, no ano de 2004.

Na avaliação do risco associado à exposição a muito curto prazo à fracção PM₁₀, verifica-se, através da análise da figura anterior, que o número de casos atribuíveis a esta são maiores quanto menor for o valor da concentração de referência, independentemente da série temporal (de todas as estações, estações do tipo fundo e de estações do tipo tráfego) utilizada no cálculo.

Salienta-se que na avaliação do risco associado à exposição cumulativa de curto prazo (40 dias), o valor obtido integra o risco associado à exposição de 1, 2 dias.

Relativamente à AML é possível constatar que o cumprimento do valor-limite diário de 50 µg.m⁻³ conduziria a um benefício para a saúde da população desta área metropolitana (figura 25b), permitindo assim evitar entre 4,50 e 5,58 mortes por todas as causas internas por 100 000 habitantes (tabela V.1, anexo V). Contudo, a adopção da concentração “base” de 10 µg.m⁻³ seria mais benéfica visto que permitiria uma redução de aproximadamente 30,49 a 33,77 óbitos por 100 000 habitantes desta área metropolitana (figura 25a).

Quanto à AMP verifica-se o mesmo padrão, na medida em que tendo em conta as séries temporais analisadas, a redução destes níveis diários para a concentração “base” de 10 µg.m⁻³ permitiria uma redução de cerca de 26,97 a 29,57 mortes por 100 000 habitantes (tabela V.2, anexo V), sendo significativamente superior aos benefícios conduzidos pelo valor-limite legislado de 50 µg.m⁻³.

É de salientar que na determinação do número de casos atribuíveis à exposição a curto prazo existem três variáveis importantes que contribuem para este valor, sendo a distribuição diária das concentrações do indicador de poluição, o número de dias de ocorrência de concentrações superiores ao valor de referência considerado e ainda a taxa de mortalidade para o indicador de saúde em análise de cada área metropolitana em estudo, devendo ter-se todos em consideração quando se efectua uma comparação entre duas áreas distintas.

Avaliando a magnitude dos resultados obtidos entre ambas as áreas metropolitanas analisadas verifica-se, pela análise da figura 25a, que a AML é a que sustenta um maior número de mortes que poderiam ser evitadas na sua população, na redução das concentrações diárias monitorizadas de PM_{10} para o valor de $10 \mu g.m^{-3}$, uma vez que, o número de óbitos devido a todas as causas internas que poderiam ter sido evitados é superior ao número observado na AMP, contudo esta última área metropolitana apresenta um maior RR visto que as suas concentrações de PM_{10} são mais elevadas.

A comparação dos resultados para as diferentes séries temporais consideradas como dados de entrada (todas estações, estações de fundo, estações de tráfego) permite concluir que não existe uma diferença significativa nos resultados finais em termos de número de casos atribuíveis, excepto as estações de fundo da AML que representam uma diferença significativa devido a maior variação de concentração média diária de PM_{10} .

A diferença entre ambas as áreas metropolitanas é menor, relativamente ao cenário de $50 \mu g.m^{-3}$ para todas as estações e estações de tráfego, devendo-se isto ao facto do número de dias de ocorrência de concentrações superiores a $50 \mu g.m^{-3}$ monitorizadas por estas estações ser superior na AMP comparativamente com o número de dias registados na AML, sendo 27% do ano de 2004 com concentrações superiores a $50 \mu g.m^{-3}$ na AMP, enquanto que na AML foi de apenas 20%, como evidenciado no gráfico 9, da secção 3.2.1.1. Contudo, como as séries temporais são muito semelhantes entre as AM e taxa de mortalidade para o indicador em análise continua a ser mais elevada na AML, esta é a que apresenta um maior número de casos atribuíveis.

O mesmo não se verifica relativamente às séries temporais de estações do tipo fundo, visto que o número de ocorrências de concentrações superiores a $50 \mu g.m^{-3}$ registadas por estas na AMP é o factor dominante que leva a um aumento do número de casos atribuíveis nesta área metropolitana comparativamente com a AML.

Na avaliação deste indicador, sendo isto mais perceptível através da figura 25, verificou-se um número de casos atribuíveis à exposição de curto prazo cumulativo (40

dias) cerca de duas vezes superior aos atribuíveis à exposição de muito curto prazo (1,2 dias), para ambas as áreas metropolitanas, tal como observado nos estudos de Zanoebetti et al. (2002; 2003).

3.3.1.2. Mortalidade cardiovascular (CID 10:I00-I99)

A quantificação do risco para a saúde humana associado à exposição a curto prazo e curto prazo cumulativo foi também efectuada em termos de número de casos atribuíveis relativamente a causas específicas de mortalidade.

Assim, na avaliação de risco sobre a mortalidade devido a doenças do aparelho circulatório (CID 10: I00-I99) obteve-se, para a AML e para a AMP, os resultados apresentados seguidamente no gráfico 13, para a concentração “base” de $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ e para o valor-limite diário de $50 \mu\text{g.m}^{-3}$.

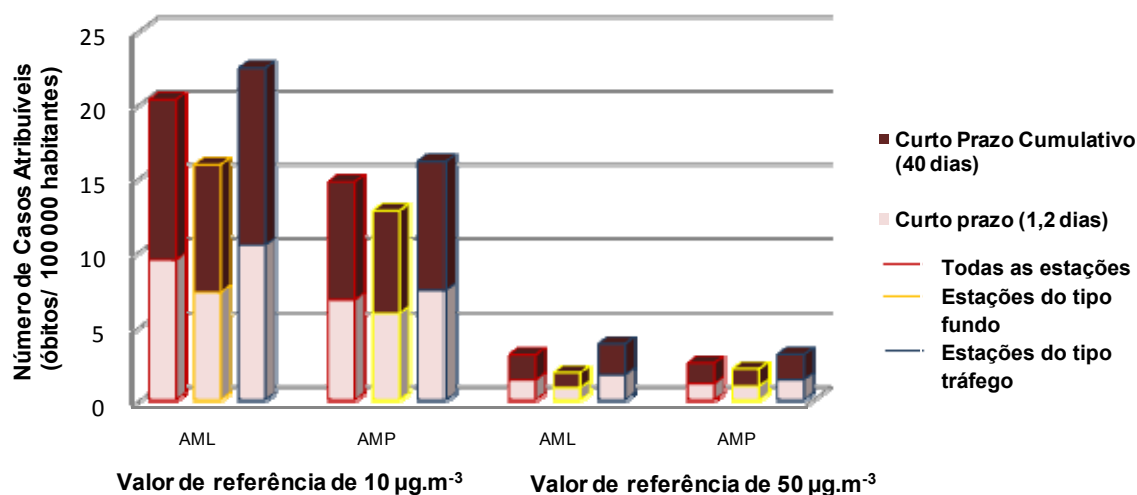


Gráfico 13 – Risco associado à exposição a curto prazo (1, 2 dias e até 40 dias) a PM_{10} na AML e AMP para o indicador mortalidade cardiovascular (CID 10: I00-I99), em número de casos atribuíveis, no ano de 2004.

De modo análogo ao observado para o indicador mortalidade por todas as causas internas, a redução das concentrações diárias monitorizadas na AML para o valor da concentração “base” era a que ostentava a maiores benefícios em termos de número de mortes evitadas, permitindo a redução entre 20,26 a 22,41 mortes por 100000 habitantes devido a doenças cardiovasculares, considerando as várias séries temporais analisadas. Enquanto que o cumprimento do valor-limite diário actualmente em vigor, e também a partir do ano de 2010, permitiria evitar a morte a cerca de 3,06 a 3,81 pessoas por 100 000 habitantes (tabela V.3, anexo V), desta área metropolitana.

Quanto aos resultados relativos à quantificação do risco para a saúde humana associado à exposição das concentrações diárias de PM_{10} monitorizadas na AMP verifica-se que o cumprimento do valor de $50 \mu\text{g.m}^{-3}$ conduziria a alguns benefícios

para a saúde da população desta área metropolitana, no sentido em que se poderiam ter evitado aproximadamente 2,51 a 3,08 óbitos/100 000 habitantes, contudo poderia ainda ter-se atingido um benefício máximo de redução de cerca de 14,68 a 16,07 mortes por 100 000 habitantes (tabela V.4, anexo V), caso as concentrações diárias monitorizadas na AMP não tivessem ultrapassado a concentração de $10 \mu\text{g.m}^{-3}$.

Avaliando a magnitude dos resultados obtidos entre ambas as áreas metropolitanas em estudo verifica-se, através da análise do gráfico 13, que o cumprimento do valor-limite diário actualmente em vigor, e também a partir do ano de 2010, seria benéfico para ambas as áreas metropolitanas, sendo a AML a que continua a apresentar um maior benefício em termos de número de mortes que poderia evitar devido a doenças cardiovasculares na sua população, tendo em conta as séries temporais de todas as estações e estações do tipo tráfego. Contudo mais uma vez, a AMP é a que registava um maior benefício relativamente a este cenário, tendo em conta a série temporal do tipo fundo, visto que as suas concentrações são consideravelmente superiores.

3.3.1.3. Mortalidade por doenças respiratórias (CID 10:J00-J99)

Para os valores de referência considerados, e tendo em conta as três séries temporais de PM_{10} monitorizadas pelas várias estações da AML e AMP, na avaliação de risco sobre a mortalidade devido a doenças respiratórias (CID 10: J00-J99) obteve-se os seguintes resultados apresentados no gráfico 14.

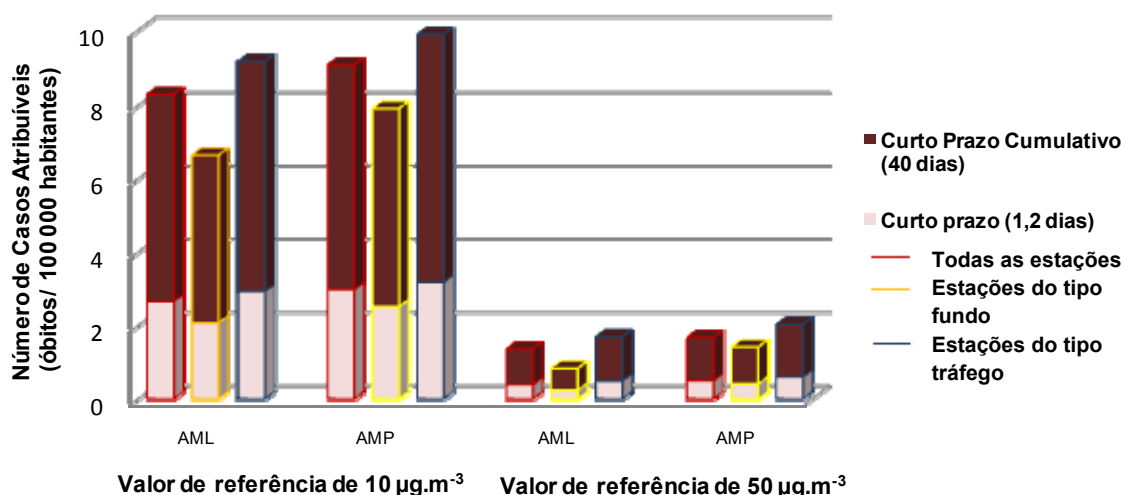


Gráfico 14 – Risco associado à exposição a curto prazo (1, 2 dias e até 40 dias) a PM_{10} na AML e AMP para o indicador mortalidade respiratória (CID 10: J00-J99), em número de casos atribuíveis, no ano de 2004.

Relativamente à AML é possível constatar que o cumprimento do valor-limite diário de $50 \mu\text{g.m}^{-3}$ conduziria a um benefício para a saúde da população desta área metropolitana observando-se que poderiam ter sido evitados entre 1,36 e 1,69 mortes por doenças respiratórias por 100 000 habitantes, associadas com a exposição às concentrações diárias das séries temporais consideradas. Contudo, a adopção da concentração “base” permitiria um benefício máximo de redução de aproximadamente 8,30 a 9,15 óbitos por 100 000 habitantes desta área metropolitana (tabela V.5, anexo V).

Quanto à AMP verifica-se situação análoga, na medida em que tendo em conta as séries temporais analisadas, a redução destes níveis diários para a concentração “base” de $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ permitiria uma redução de cerca de 9,05 a 9,88 mortes por 100000 habitantes (tabela V.6, anexo V), sendo significativamente superior ao número de óbitos reduzidos pelo valor-limite legislado de $50 \mu\text{g.m}^{-3}$.

Contrariamente aos indicadores analisados anteriormente, avaliando a magnitude dos resultados obtidos entre ambas as áreas metropolitanas verifica-se, através da análise da gráfico 14 que a AMP é a que sustenta um maior benefício, em termos de número de mortes que poderiam ser evitadas na sua população, na redução das concentrações diárias de PM_{10} , tanto para o valor de $10 \mu\text{g.m}^{-3}$, como para o valor-limite diário de $50 \mu\text{g.m}^{-3}$. Este facto verifica-se uma vez que, tendo em conta as variáveis determinantes na obtenção do número de casos atribuíveis, aliado à condição da AMP apresentar concentrações diárias de PM_{10} superiores à AML, a sua taxa de mortalidade para este indicador é também superior.

3.3.2. Avaliação do risco associado à exposição a longo prazo

A avaliação do risco associado à exposição a longo prazo efectuou-se para a fracção PM_{10} recorrendo-se ao modelo PSAS-9 avaliando-se o impacte associado em termos de número de casos atribuíveis e risco relativo.

Foi ainda avaliado o risco associado à exposição a longo prazo à fracção $\text{PM}_{2,5}$ recorrendo-se também ao modelo PSAS-9 avaliando-se o impacte associado em termos de número de casos atribuíveis, e ainda ao módulo “tabelas de vida” do AirQ para avaliar o risco em termos de anos de vida perdidos na população das áreas em estudo (YoLL) e ainda em termos de ganhos na esperança de vida de cada indivíduo.

Para cada indicador e poluente analisado os resultados obtidos serão seguidamente apresentados, nas diferentes formas numéricas de quantificação de

risco, para ambas as áreas metropolitana em estudo, tendo em conta as três séries temporais distintas: monitorizadas por todas as estações, por estações do tipo fundo e por estações do tipo tráfego.

Refere-se ainda que, do mesmo modo, a avaliação do risco associado à exposição a longo prazo já inclui os casos atribuíveis à exposição a curto prazo, apresentados anteriormente, não podendo estes serem somados.

3.3.2.1. PM₁₀: Mortalidade por todas as causas internas (CID 10: A00-R99)

A avaliação do risco associado à exposição a longo prazo a PM₁₀ foi efectuada apenas para o indicador mortalidade por todas as causas (excluindo as externas), uma vez que não se encontraram disponíveis funções CR para avaliação de risco para a saúde associado à exposição a longo prazo à fracção PM₁₀ relativamente a causas específicas de mortalidade (mortalidade cardiovascular e mortalidade respiratória).

Assim, os resultados obtidos nesta avaliação encontram-se apresentados no gráfico 15 em termos de números atribuíveis sob a forma de taxas de mortalidade por 100 000 habitantes, encontrando-se também detalhados em termos de risco relativo, por disponibilidade do modelo aplicado, na tabela V.7. e V.8 do anexo V para cada área metropolitana em estudo e para os valores de referência e séries temporais consideradas.

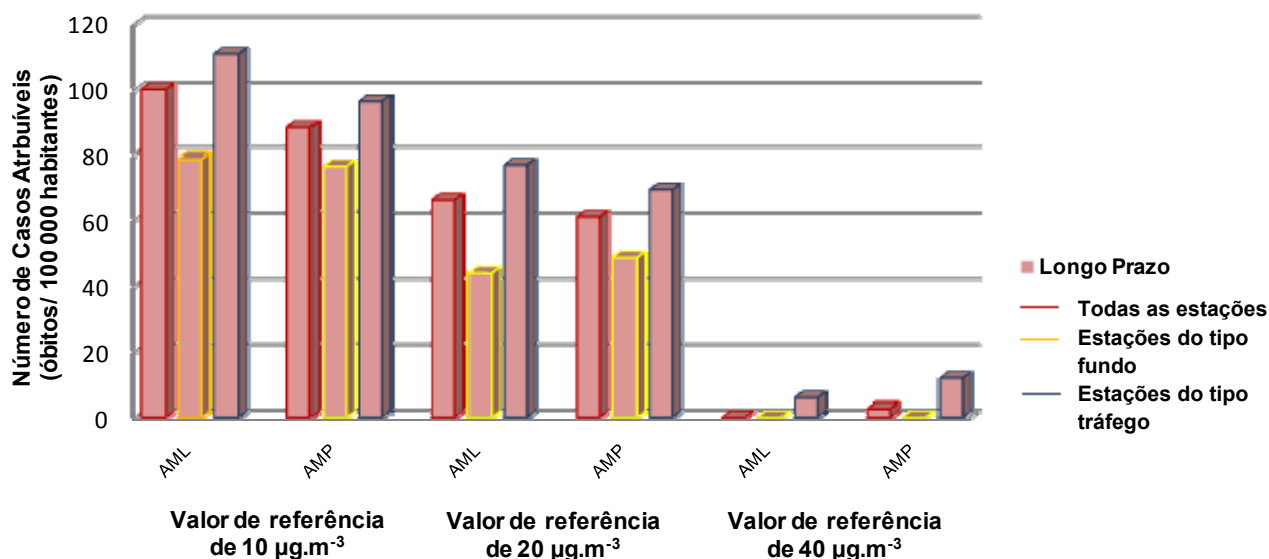


Gráfico 15 – Risco associado à exposição a longo prazo a PM₁₀ na AML e AMP para o indicador mortalidade por todas as causas internas, em número de casos atribuíveis, no ano de 2004.

Na avaliação do risco associado à exposição da concentração média anual de PM₁₀ monitorizada na AML verifica-se que, quanto ao cumprimento dos valores-limite

anuais desde 2005 e a cumprir a partir do ano de 2010, apenas a redução da concentração média anual para o valor limite de $20 \mu\text{g.m}^{-3}$ é que permitia evitar óbitos devido a todas as causas internas na população da AML, tendo em conta a concentração média anual da série temporal de todas as estações válidas e de apenas estações do tipo fundo, conduzindo este cenário uma redução entre 66,12 a 76,98 mortes/100 000 habitantes.

Assim, em termos dos valores-limite anuais legislados, o valor-limite a cumprir a partir do ano de 2010 ($20 \mu\text{g.m}^{-3}$), de acordo com o gráfico 15, é o que permitiria um maior benefício para a saúde humana de ambas as áreas metropolitanas, mais de duas vezes superior relativamente ao valor-limite anual em vigor no ano de estudo, sendo a AML a que regista um maior número de óbitos evitados ao reduzir a sua concentração média anual monitorizada por todas as estações e por estações de influência do tipo tráfego para este valor legislado.

Tal deve-se ao facto de, apesar de na AML terem-se registado concentrações anuais para a fracção PM_{10} mais baixas relativamente às observadas na AMP (tabela 9, secção 3.2.1.1.), esta área metropolitana apresenta uma taxa de mortalidade total por causas internas superior à da AMP, cerca de 164 óbitos anuais por 100 000 habitantes. Contudo, comparando as tabelas V.7 e V.8 do anexo V, verifica-se que a AMP é a que apresenta maiores RR visto que apresenta concentrações médias anuais superiores, pois a determinação do cálculo do risco relativo não entra em linha de conta com a taxa de mortalidade observada na área em análise, contabilizando apenas a concentração média anual aí monitorizada, e consequentemente quanto maior a concentração anual observada maior será o risco relativo associado.

Porém, ainda relativamente ao valor-limite de $20 \mu\text{g.m}^{-3}$, tendo em conta apenas a concentração anual monitorizada por estações do tipo fundo constata-se, pela gráfico 15, que a AMP é que apresenta um maior número de casos atribuíveis, devendo-se isto ao facto do risco relativo associado à concentração média deste tipo de estações ser significativamente mais elevado (1,072) do que o associado à redução da concentração de $32,02 \mu\text{g.m}^{-3}$, registada pelas estações de fundo da AML, para o valor-limite a cumprir a partir de 2010, registando um risco relativo de 1,052 (tabela V.7), apesar de a taxa de mortalidade por todas as causas internas ser superior na AML.

Refere-se ainda que no que diz respeito ao valor-limite de $40 \mu\text{g.m}^{-3}$, a redução da concentração média anual monitorizada por estações do tipo tráfego na AML para este valor de referência permite ainda evitar cerca de 5,72 óbitos/ 100 000 habitantes, verificando-se que a AMP é a que apresenta um maior número de casos atribuíveis comparativamente com a AML, apesar desta última apresentar maior taxa de

mortalidade para o indicador em análise. Este facto deve-se à concentração das média anual monitorizada na AML, pelas estações do tipo tráfego consideradas, ser muito próxima do valor de $40 \mu\text{g.m}^{-3}$, logo o RR é tão reduzido (RR=1,007, tabela V.7) que mesmo apresentando uma taxa de mortalidade elevada não é suficientemente significativa para conduzir a um número de mortes evitadas superior ao da AMP.

Todavia, se a redução das concentrações fosse mais significativa, tal como observado para a avaliação a curto prazo sobre este mesmo indicador, a concentração “base” de $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ é a que conduzia a um benefício máximo para ambas as áreas metropolitanas, registando a AML um maior número de mortes evitadas/ 100 000 habitantes relativamente a este cenário, independentemente da série temporal considerada (todas as estações, estações do tipo fundo e de estações do tipo tráfego).

Salienta-se ainda, que pela análise do gráfico anterior, verifica-se que os número de casos atribuíveis é mais significativo, para ambas as áreas metropolitanas em estudo, do que o observado para a avaliação de risco associado à exposição curto prazo, uma vez que estes observam-se para um tempo de exposição muito superior ao anterior, para além de que também incluem essas estimativas.

3.3.2.2. $\text{PM}_{2,5}$: Mortalidade por todas as causas (CID 10: A00-Y98)

Os resultados obtidos nesta avaliação encontram-se apresentados seguidamente, para cada área metropolitana em estudo, em termos de números atribuíveis, sob a forma de número de óbitos por 100 000 habitantes, e ainda em termos de esperança de vida e YoLL. Estes valores encontram-se detalhadamente discriminados no anexo V, para a AML e AMP.

Refere-se mais uma vez que, para a AMP a distribuição das concentrações da fracção $\text{PM}_{2,5}$ apenas foram monitorizadas por 1 estação de qualidade do ar no ano de 2004, estação de Vermoim (urbano/tráfego), sendo efectuada a avaliação de risco associado à exposição a longo prazo à concentração média anual de $\text{PM}_{2,5}$ apenas registada por esta estação.

● **Número de casos atribuíveis**

Assim, para este indicador apresenta-se no gráfico seguinte (gráfico 16) o número de casos atribuíveis à exposição a longo prazo a $\text{PM}_{2,5}$ obtidos para ambas as áreas metropolitanas, relativamente à redução da concentração anual para os valores de referência de 7,5, 15 e $20 \mu\text{g.m}^{-3}$.

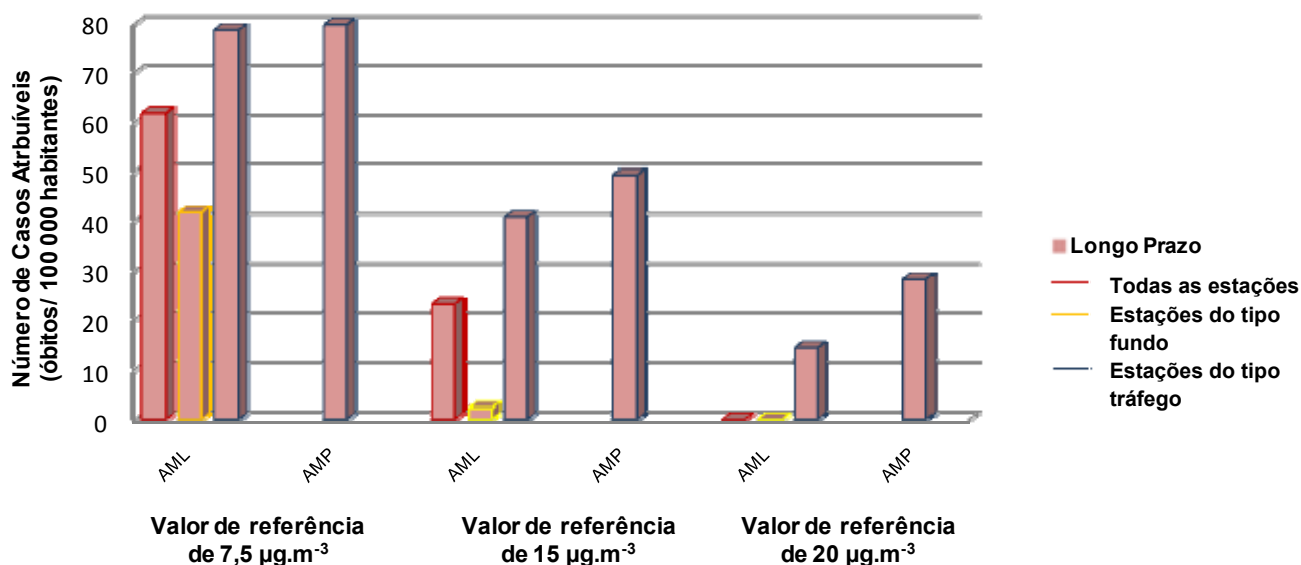


Gráfico 16 – Risco associado à exposição a longo prazo a PM_{2.5} na AML e AMP para o indicador mortalidade por todas as causas, em número de casos atribuíveis, no ano de 2004.

Analisando o gráfico anterior verifica-se que, tal como se observou para a avaliação de risco associado à exposição a longo prazo à fracção PM₁₀, para alguns cenários são registados valores nulos de número de casos atribuíveis, justificando-se pelo facto do valor de referência ser superior à concentração média anual medida em 2004, e consequentemente o risco relativo associado é inferior ou igual à unidade.

Tendo em conta as séries temporais da concentração de PM_{2.5} consideradas nesta avaliação para a AML e AMP verifica-se que a redução destas concentrações médias anuais para o valor de referência de 7,5 µg.m⁻³ era a que conduzia a um benefício máximo comparativamente com os restantes cenários analisados, levando a uma diminuição entre 61,81 a 78,64 óbitos por 100 000 habitantes na AML e 79,71 óbitos/ 100 000 habitantes na AMP.

Para ambas as áreas metropolitanas em estudo, relativamente aos restantes valores de referência verifica-se que, de um modo geral, o valor de 15 µg.m⁻³ é o que ostenta benefícios mais significativos para a saúde humana, sendo a AMP a mais beneficiada em termos de número de mortes evitadas relativamente à redução da concentração para o valor anual de 20 µg.m⁻³. Este facto é contribuído pela concentração média anual da série temporal monitorizada pela estação de Vermoim ser significativamente superior às consideradas na AML.

Realça-se que, face ao número reduzido de estações de monitorização da fracção PM_{2.5} válidas consideradas nesta avaliação para ambas as AM em estudo, os valores anteriormente apresentados podem não representar a realidade de cada uma,

uma vez que as estações em causa não são representativas da qualidade do ar de toda a envolvente espacial da AML e da AMP.

• Anos de vida perdidos (YoLL)

No que diz respeito aos resultados obtidos para o indicador mortalidade por todas as causas em termos de YoLL estes apresentam-se compilados no gráfico 17 como número de anos perdidos por 100 000 habitantes com idade superior a 30 anos, tendo em conta as séries temporais analisadas de $PM_{2,5}$ para ambas as áreas metropolitanas, para a concentração de “base” de $7,5 \mu g.m^{-3}$ e para o cenário de avaliação de $15 \mu g.m^{-3}$.

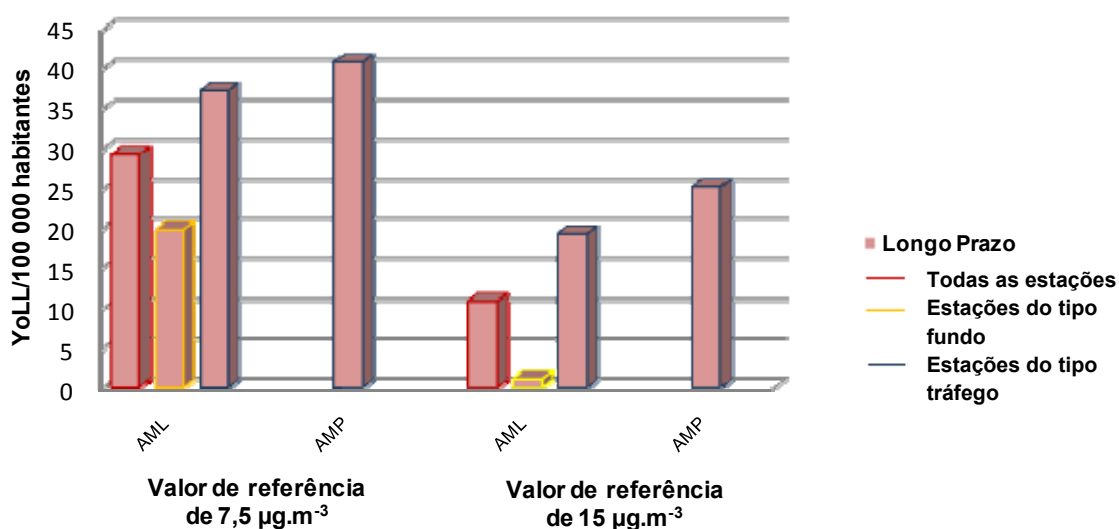


Gráfico 17 – Risco para a saúde da população da AML e da AMP associado à exposição a longo prazo a $PM_{2,5}$, no ano de 2004, para o indicador mortalidade por todas as causas, em YoLL/100 000 habitantes.

Assim, através da análise do gráfico anterior, verifica-se que também em termos de número de anos perdidos, a concentração “base” de $7,5 \mu g.m^{-3}$ é que continua a ser a mais benéfica para ambas as AM, sendo a AMP a que apresenta um maior número de anos perdidos na vida dos indivíduos com idade superior a 30 anos.

Contudo, em termos de valores absolutos (tabelas V.11 e V.12, anexo V), tendo em conta a concentração média anual monitorizada apenas pela estação do tipo tráfego, a AML no ano de 2004 registou aproximadamente mais 500 anos perdidos na esperança de vida de todos os indivíduos aí residentes, com idade superior a 30 anos, comparativamente ao observado na AMP, cerca duas vezes mais, uma vez que a dimensão da população residente na AML é superior.

Se os níveis anuais de $PM_{2,5}$ fossem reduzidos para o valor de referência de $15 \mu g.m^{-3}$ verificar-se-ia que a AMP é que usufruiria de um maior benefício com a adopção deste valor, comparativamente com a AML, evitando assim a perda de cerca

de 25,23 anos de vida por 100 000 habitantes com idade superior a 30 anos. Contudo, em termos absolutos o número de anos total evitados seria maior.

● Ganhos na esperança de vida

Relativamente aos benefícios para a esperança de vida dos habitantes de cada área metropolitana, apresenta-se seguidamente no gráfico 18 o ganho em anos em reduzir a concentração média anual para cada valor de referência considerado, tendo em conta as várias séries temporais admitidas, e apenas para indivíduos com idade de 30 anos. Pois, independentemente do valor de referência considerado o ganho na esperança de vida ocorre em maior escala para indivíduos com idade de 30 anos, das faixas etárias apresentadas, sendo estes os mais beneficiados da redução dos níveis anuais de $PM_{2,5}$, como evidenciado nas tabela V.13 e tabela V.14, no anexo V.

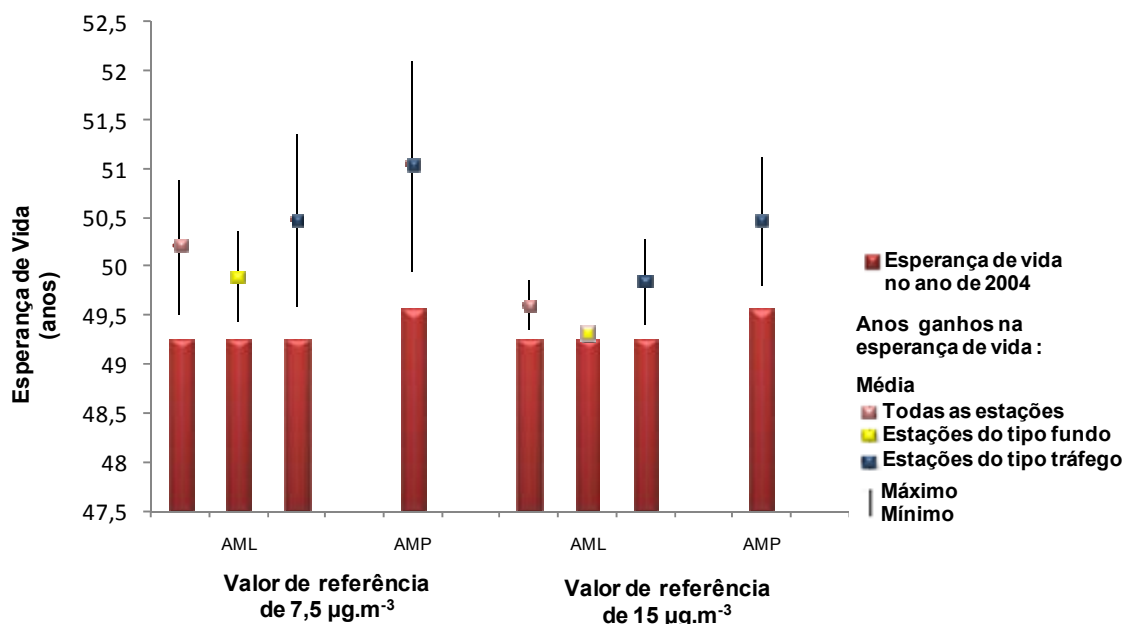


Gráfico 18 – Esperança de vida para indivíduos com idade de 30 anos e seu possível aumento associado à redução da concentração média anual de $PM_{2,5}$ na AML, no ano de 2004.

Assim, é possível constatar que a área metropolitana que beneficiaria num maior número de anos ganhos na vida dos seus habitantes com idade de 30 anos era a AMP, como era de esperar face ao observado nos gráficos anteriores. Pois a concentração anual é superior e, apesar de se verificar que esta AM ostenta uma esperança de vida superior à da AML, os seus habitantes usufruiriam ainda de um aumento da esperança de vida até aproximadamente 51,05 anos (aumentando 1,48 anos), podendo até atingir os 52,11 anos, tendo em conta o intervalo de confiança de 95%, observando-se isto caso a concentração média anual reduzisse significativamente para a concentração “base” de $7,5 \mu g.m^{-3}$.

No que diz respeito ao valor de referência de $15 \mu\text{g.m}^{-3}$, se os níveis anuais de $\text{PM}_{2,5}$ não excedessem este valor, de acordo com a metodologia aplicada, os indivíduos com 30 anos de idade da AMP eram os que continuavam a beneficiar mais desta redução, com um aumento de aproximadamente 0,90 anos, beneficiando os indivíduos da AML nessa mesma faixa etária, expostos às concentrações anuais consideradas, apenas entre 0,34 a 0,59 anos de vida.

3.3.2.3. $\text{PM}_{2,5}$: Mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34)

Quanto à quantificação do risco para a saúde humana associado à exposição a longo prazo a $\text{PM}_{2,5}$ foi também efectuada para o indicador mortalidade por cancro do pulmão, como referido anteriormente, obtendo-se os resultados apresentados de seguida, primeiramente em número de casos atribuíveis e posteriormente em termos de YoLL e número de anos ganhos na esperança de vida. Salienta-se que estes valores encontram-se detalhadamente discriminados nas tabelas V.15 a V.20, do anexo V.

● Número de casos atribuíveis

Assim, para este indicador apresenta-se no gráfico seguinte (gráfico 19) o número de casos atribuíveis à exposição a longo prazo a $\text{PM}_{2,5}$ obtidos para ambas as áreas metropolitanas.

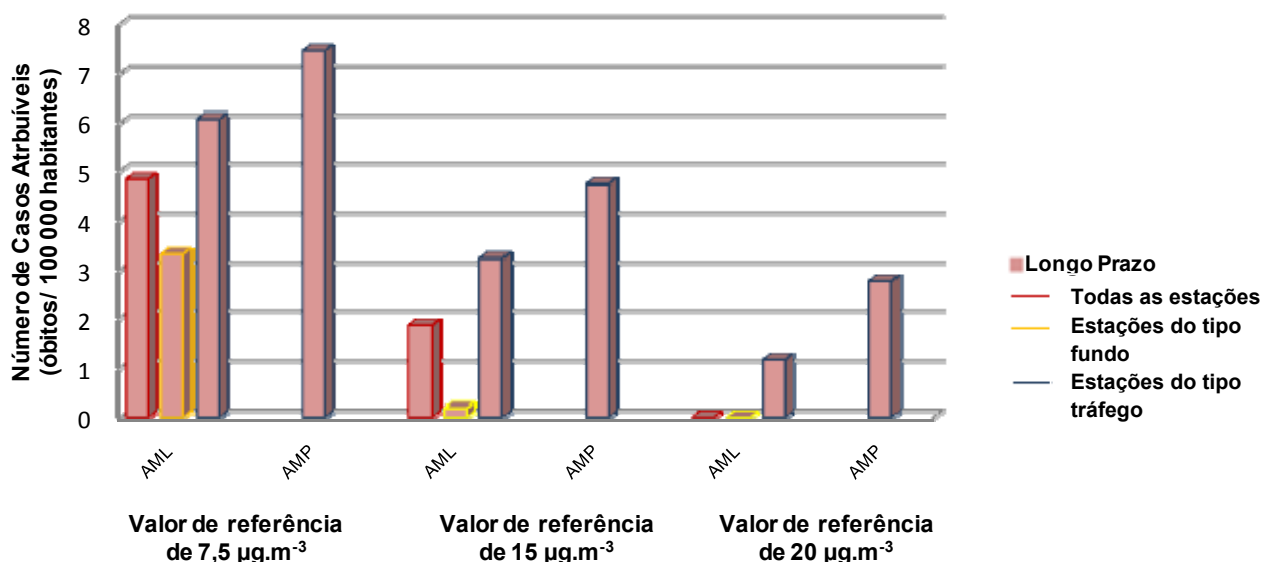


Gráfico 19 – Risco para a saúde da população da AML e da AMP associado à exposição a longo prazo a $\text{PM}_{2,5}$, no ano de 2004, para indicador mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34), em número de casos atribuíveis.

Verifica-se que a magnitude destes resultados obtidos para o indicador mortalidade por cancro no pulmão é menor do que a apresentada pelos resultados relativos à mortalidade por todas as causas, devendo-se isto ao facto de esses resultados incluírem também o risco devido a mortalidade por cancro no pulmão, não devendo assim serem adicionados aos efeitos anteriores.

Pela análise do gráfico anterior é possível ainda verificar que o valor de referência considerado como concentração “base” de $7,5 \mu\text{g.m}^{-3}$, é o que conduz a reduções mais significativas no número de mortes por cancro no pulmão, tanto para a AML como para a AMP, em cerca de 4,83 a 6,07 e de 7,47 mortes/ 100 000 habitantes (tabela V.15 e V.16, anexo V), respectivamente, diminuindo assim o risco associado e consequentemente o benefício para a saúde da população.

Contudo, o valor de referência de $20 \mu\text{g.m}^{-3}$ ostenta uma diferença mais significativa entre a AML e AMP do que nos restantes cenários, sendo a AMP a que beneficiaria em menor número de mortes perdidas, cerca de 2,77 mortes/ 100 000 habitantes com a adopção deste valor.

● Anos de vida perdidos (YoLL)

Os resultados obtidos para o indicador mortalidade por cancro do pulmão em termos de anos YoLL, apresentam-se compilados no gráfico seguinte (gráfico 20).

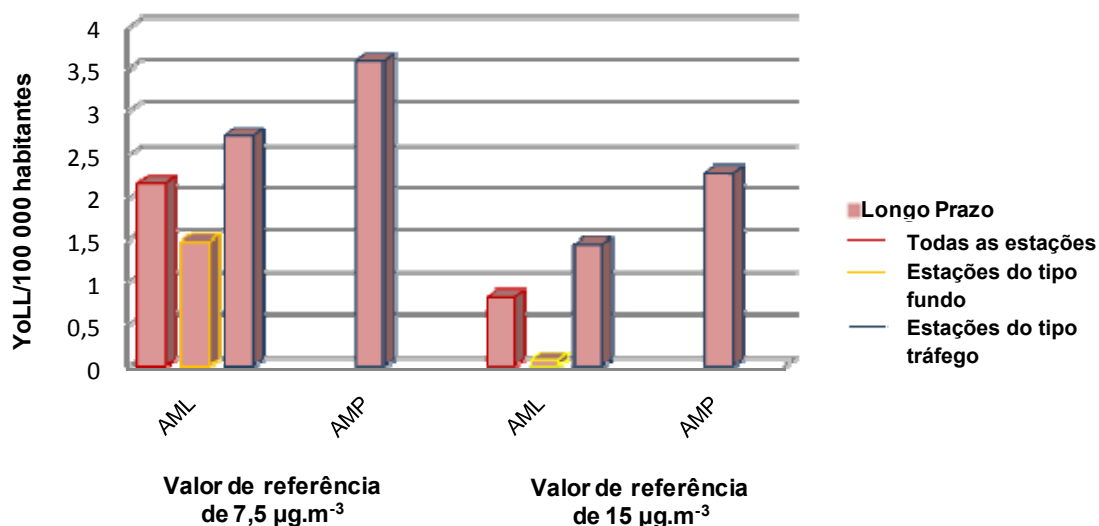


Gráfico 20 – Risco para a saúde da população da AML e da AMP associado à exposição a longo prazo a PM_{2,5}, no ano de 2004, para o indicador mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34), em YoLL/100 000 habitantes.

Pela análise da figura anterior constata-se que caso também para este indicador de saúde, tendo em conta o valor de referência de $15 \mu\text{g.m}^{-3}$, verificar-se-ia que os indivíduos residentes na AMP com idade de 30 anos é que usufruiriam de um

maior benefício em número de anos de vida perdidos comparativamente com os da AML, pois a redução das concentrações aí monitorizadas eram significativamente superiores do que as observadas na AMP, evitando a perda de cerca de 2,27 anos na vida dos indivíduos com idade de 30 anos por 100 000 habitantes.

● Ganhos na esperança de vida

Quanto aos resultados obtidos nesta análise relativamente ao número de anos ganhos na esperança de vida dos indivíduos devido à redução das concentrações monitorizadas em cada área metropolitana, apresenta-se seguidamente no gráfico 21, também para apenas indivíduos com idade de 30 anos, pelos motivos já referidos anteriormente.

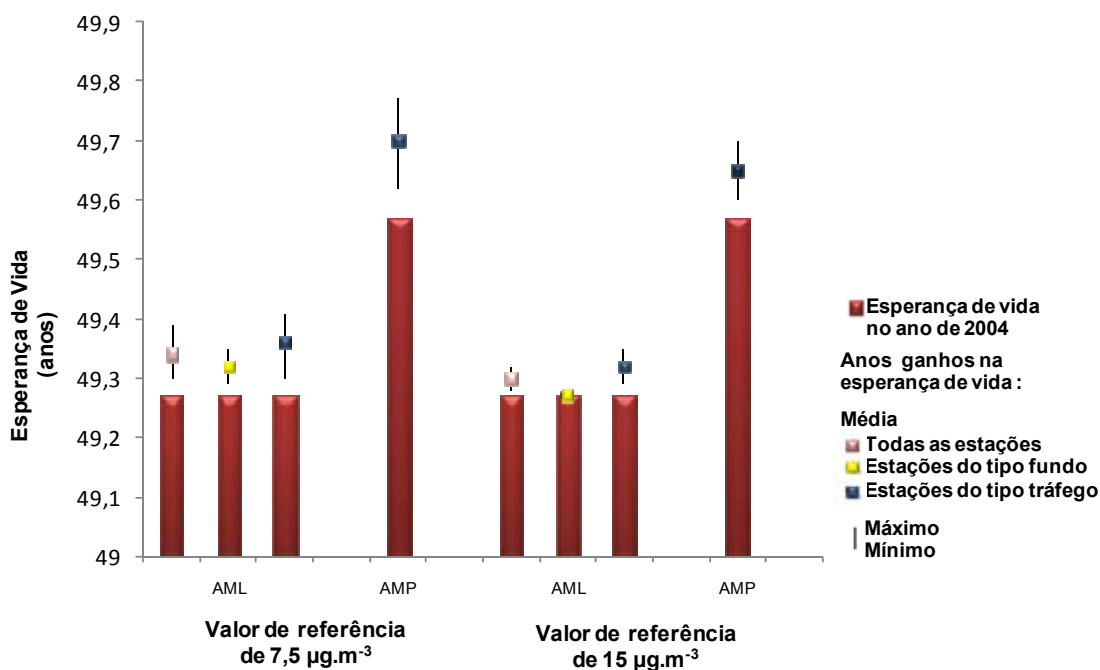


Gráfico 21 – Esperança de vida para indivíduos com idade de 30 anos e seu possível aumento associado à redução da concentração média anual de $PM_{2,5}$ na AML e AMP, para no ano de 2004.

Relativamente ao valor de referência de $15 \mu g.m^{-3}$, se os níveis anuais de $PM_{2,5}$ monitorizados em cada AM não excedessem este valor, a esperança de vida de indivíduos com 30 anos de idade aumentaria entre cerca de 0,03 a 0,05 na AML, continuando a ser a AMP a que registava o valor máximo, sendo este aumento cerca de 0,09 anos na esperança de vida.

Contudo, é possível ainda verificar relativamente a este valor de referência que considerando a série temporal obtida pela estação do tipo fundo da AML esta não beneficiaria a esperança de vida dos seus habitantes pela adopção do valor de referência de $15 \mu g.m^{-3}$, uma vez que concentração média anual ($15,4 \mu g.m^{-3}$) é

bastante próxima do valor de referência, logo o risco associado a essa redução não era significativo para aumentar a esperança de vida da população.

3.3.3. Comparação com o estudo Apheis-3

Uma vez que a metodologia aplicada ao longo da presente avaliação de risco para a saúde humana associado às partículas inaláveis foi baseada na metodologia utilizada pelo projecto APHEIS, considerou-se relevante proceder a uma comparação entre os valores obtidos para as áreas estudadas e os recolhidos por esse projecto, no sentido de avaliar quanto à sua magnitude. Neste sentido, apresentam-se seguidamente valores em termos de número de casos atribuíveis para a fracção PM_{10} e $PM_{2,5}$ (tabela 11) e YoLL (tabela 12), bem como o número de anos ganhos na esperança de vida (tabela 13) relativamente à fracção $PM_{2,5}$, devido aos vários indicadores na saúde considerados que poderiam ser potencialmente reduzidos, para os diferentes cenários de redução de poluição particulada.

Os valores obtidos pela presente avaliação encontram-se apresentados em termos da gama obtida considerando séries temporais de estação do tipo fundo e de estações do tipo tráfego. Os valores do projecto APHEIS compilados na seguinte tabela correspondem ao valor médio, apresentando-se a informação para cada cidade no anexo II.

Tabela 11 – Síntese dos resultados obtidos para a AMP e AML e os obtidos pelo estudo Apheis-3 em termos de potenciais reduções em número de mortes "prematuras" e taxas por 100 000 indivíduos, para as fracções $PM_{2,5}$ e PM_{10} .

Poluente	Indicador de Saúde	Cenário de avaliação	Potencial redução em número de mortes								
			Curto Prazo (1,2 dias)			Curto prazo cumulativo			Longo prazo		
			Nº de mortes. 100 000 ⁻¹ . ano ⁻¹			Nº de mortes. 100 000 ⁻¹ . ano ⁻¹			Nº de mortes. 100 000 ⁻¹ . ano ⁻¹		
			Apheis	AML	AMP	Apheis	AML	AMP	Apheis	AML	AMP
PM_{10}	Mortalidade por todas as causas (excluindo as externas)	Redução para 50 $\mu g.m^{-3}$ /40 $\mu g.m^{-3}$ (*)	2	1,30 - 2,69	1,81 - 2,67	3	2,71- 5,58	3,76- 5,52	24	0 - 5,72	0 - 11,74
		Redução para 20 $\mu g.m^{-3}$							60	43,86- 76,98	48,75- 69,29
	Mortalidade Cardiovascular	Redução para 50 $\mu g.m^{-3}$	1	0,82 - 1,7	0,94 - 1,38	2	1,85- 3,81	2,11- 3,08			
	Mortalidade Respiratória	Redução para 50 $\mu g.m^{-3}$	0.2	0,24 - 0,49	0,41- 0,6	1	0,83- 1,69	1,41- 2,03			
$PM_{2,5}$	Mortalidade por todas as causas	Redução para 20 $\mu g.m^{-3}$							32	0 - 14,48	28,27
		Redução para 15 $\mu g.m^{-3}$							47	2,16 - 40,71	49,30
	Mortalidade por Cancro do Pulmão	Redução para 20 $\mu g.m^{-3}$							4	0 - 1,17	2,77
		Redução para 15 $\mu g.m^{-3}$							5	0,18 - 3,22	4,74

(*) Redução para 50 $\mu g.m^{-3}$ para curto prazo e curto prazo cumulativo e redução para 40 $\mu g.m^{-3}$ para longo prazo.

Comparando as potenciais reduções em número de mortes por 100 000 habitantes obtidos pelo último estudo do projecto APHEIS verifica-se que a magnitude destes resultados é, de um modo geral, da mesma ordem de grandeza que os obtidos na presente avaliação.

Relativamente à avaliação do risco à exposição a longo prazo a PM_{10} , para o indicador mortalidade por todas as causas internas, verifica-se que para o cenário de $40 \mu\text{g.m}^{-3}$ para a AML o valor obtido é inferior em relação ao estudo Apheis-3, contudo analisando o gráfico II.2 do anexo II, constata-se que as cidades analisadas nesse estudo não beneficiam todas de igual modo com a adopção deste cenário, apresentando grandes variações em relação ao valor médio obtido no estudo.

No estudo Apheis-3, tal como na presente análise, verifica-se que o cenário que conduz a uma maior redução do número de óbitos associados à exposição a longo prazo à fracção PM_{10} é o valor-limite anual legislado a cumprir a partir do ano de 2010, pois a redução do risco associado é maior. Quanto à fracção $PM_{2,5}$ o valor de referência que conduzia a potenciais reduções do número de mortes mais significativas é a concentração de $15 \mu\text{g.m}^{-3}$, verificando-se que apesar de diferir do outro cenário em apenas $5 \mu\text{g.m}^{-3}$, a sua contribuição é bastante mais relevante.

Em termos de número de anos de vidas perdidos que poderiam ser evitados estes apenas foram avaliados relativamente ao cenário de $15 \mu\text{g.m}^{-3}$, visto que era o que conduzia a maiores reduções em número de mortes, apresentando-se os resultados obtidos pelo estudo Apheis resumidos na seguinte tabela (tabela 12), bem como os valores obtidos para a AML e AMP.

Tabela 12 – Síntese dos resultados obtidos para a AMP e AML e os obtidos pelo estudo Apheis-3 em termos YoLL por 100 000 indivíduos, para a fracção $PM_{2,5}$.

Poluente	Indicador de Saúde	Cenário de avaliação	Potencial redução em número de anos de vida perdidos para indivíduos > 30 anos de idade		
			Longo prazo		
			YoLL. 100 000 ⁻¹ . ano ⁻¹		
			Apheis-3	AML	AMP
$PM_{2,5}$	Mortalidade por todas as causas	Redução para $15 \mu\text{g.m}^{-3}$	0 - 400	1,03 – 19,32	25,23
	Mortalidade por Cancro do Pulmão		0 – 62	0,08 – 1,44	2,27

Analisando a tabela anterior é possível verificar que os valores obtidos para a AML e AMP apresentam-se dentro da gama dos valores obtidos pelo estudo Apheis-3, referindo-se o intervalo apresentado por este estudo ao valor máximo e mínimo obtido

para as diversas cidades analisadas. Para se ter uma percepção mais detalhada do enquadramento dos valores obtidos apresenta-se no anexo II o gráfico II.7 e II.9, no qual é possível constatar-se proximidade com os valores observados por várias cidades APHEIS, tal como a de Sevilha, registando 45,19 e 2,25 anos de vidas perdidos por 100000 habitantes, para o indicador mortalidade por todas as causas e mortalidade por cancro no pulmão, respectivamente.

Relativamente ao número de anos ganhos na esperança de vida, apresenta-se na tabela 13 estes benefícios para indivíduos com idade de 30 anos, obtidos para as áreas metropolitanas em estudo e pelo estudo Apheis-3, em relação ao cenário de 15 $\mu\text{g.m}^{-3}$.

Tabela 13 – Síntese dos resultados obtidos para a AMP e AML e os obtidos pelo estudo Apheis-3 em termos de número de anos ganhos na esperança de vida de indivíduos com idade de 30 anos, para a fracção $\text{PM}_{2,5}$.

Poluente	Indicador de Saúde	Cenário de avaliação	Potencial ganho na esperança de vida		
			Longo prazo		
			Número de anos ganhos		
			Apheis-3	AML	AMP
$\text{PM}_{2,5}$	Mortalidade por todas as causas	Redução para 15 $\mu\text{g.m}^{-3}$	0 – 1,9	0,03 – 0,59	0,90

Também para esta forma numérica de quantificação de risco, pela análise da tabela anterior verifica-se que os valores obtidos na presente avaliação encontram-se próximos dos determinados pelo projecto APHEIS, constatando-se alguma proximidade com cidades como Bilbao, Madrid e Sevilha, registando estas um aumento na esperança de vida de 0,91, 0,22, 0,69, respectivamente.

Quanto ao número de anos ganhos na esperança de vida para o indicador cancro no pulmão não se pode inferir quanto à relação com os dados obtidos pelo estudo Apheis-3, uma vez que para este indicador tal análise não foi efectuada.

Importa ainda salientar que face aos resultados obtidos para a AML e AMP, verifica-se que se poder-se-ia ter-se assumido logo as séries temporais diárias de concentrações monitorizadas por todas as estações de qualidade do ar válidas independentemente do seu tipo de influência, mas tendo sempre em conta o tipo de ambiente urbano. Uma vez que, perante o cariz maioritariamente urbano de cada área metropolitana em estudo, a discrepância entre as concentrações das três séries temporais analisadas não é tão significativa que origine resultados muito variáveis. Contudo, reconhece-se que as séries temporais de estações do tipo fundo é que possuem um menor risco relativo associado.

4. Considerações finais

Nos últimos anos, estudos científicos têm confirmado que a exposição a partículas, a curto e a longo prazo, provoca efeitos adversos na saúde humana. Assim, face às provas acumuladas sobre os efeitos na saúde pela poluição atmosférica, a protecção do ambiente e da saúde constitui um dos maiores desafios que se colocam à sociedade moderna, sendo cada vez mais assumido o compromisso de salvaguarda da equidade entre gerações, assente num modelo de desenvolvimento sustentável.

Com a realização do presente estudo, juntamente com a pesquisa bibliográfica efectuada, estabeleceu-se um melhor contacto com a problemática da contribuição da poluição atmosférica para saúde humana, permitindo assim uma identificação e compreensão mais aprofundada de todas as variáveis intervenientes no processo de avaliação de risco associado a esta.

Verificou-se que a avaliação de risco apresenta-se como uma ferramenta importante, com o objectivo de auxiliar os processos decisivos, de controlo e prevenção da exposição de populações e indivíduos aos agentes perigosos à saúde que estão presentes no meio ambiente, constituindo-se como um processo sistemático dividido por quatro elementos que inclui a identificação do perigo, seguindo-se a avaliação da dose - resposta e a avaliação da exposição, tendo-se analisado todas estas etapas que combinadas geram a caracterização do risco, fornecendo uma estimativa do risco para a saúde humana resultante da exposição a determinado agente ambiental, sob circunstâncias específicas.

No âmbito do presente trabalho procedeu-se à avaliação de risco para a saúde humana associado a partículas inaláveis aplicada a um caso de estudo, recorrendo-se para este processo primeiramente a estudos epidemiológicos humanos que contribuíram como um dos elementos metodológicos na etapa de identificação do perigo, evidenciando forte relação entre a mortalidade e as partículas inaláveis, e na etapa dose-resposta fornecendo funções de concentração-resposta (CR), utilizando-se para determinação da dose de exposição dos indivíduos os dados monitorizados por estações de qualidade do ar (um método indirecto de avaliação) previamente tratados.

No sentido de quantificar a magnitude do risco na saúde humana na área de estudo, a Área Metropolitana de Lisboa (AML) e a Área Metropolitana do Porto (AMP), que se definiu previamente bem como a escala temporal de avaliação (ano de 2004), desenvolveu-se e aplicou-se uma metodologia, o modelo PSAS-9 e o módulo “tabelas de vida” do software AirQ.

A aplicação desta metodologia desenvolvida permitiu quantificar o risco para saúde dos indivíduos de cada área metropolitana associado à sua exposição a curto e longo prazo a diferentes níveis de partículas inaláveis (PM_{10} e $PM_{2,5}$) aí monitorizados, determinando-se os benefícios que seriam conduzidos pela adopção de determinados cenários considerados (valores-limite legislados e outros valores de referência). Estes foram expressos através de diferentes parâmetros quantitativos de risco (número de casos atribuíveis, anos de vida perdidos, risco relativo e ganhos na esperança de vida), sobre os indicadores de saúde de mortalidade por todas as causas e por causas específicas de mortalidade.

O presente processo de avaliação de risco para a saúde humana associado à exposição a partículas atmosféricas envolveu o conhecimento sobre a concentração das suas diferentes fracções (PM_{10} e $PM_{2,5}$). Tendo em conta a mobilidade dinâmica observada em cada área metropolitana em estudo, optou-se por considerar a média aritmética de todas as estações de monitorização de qualidade do ar válidas no ano de 2004 de cada área metropolitana. Foi também necessário o tratamento de dados estatísticos de diferentes subgrupos populacionais e taxas de incidência base sobre vários indicadores de saúde.

No sentido de minimizar as incertezas associadas ao considerar as concentrações monitorizadas pelas várias estações independentemente do tipo de influência para o qual cada uma é representativa, optou-se por construir três séries temporais usadas como dados de entrada para cada modelo, correspondendo estas aos valores médios monitorizados por todas as estações, estações do tipo fundo e estações do tipo tráfego.

Na avaliação do risco associado à exposição a curto prazo desenvolveu-se uma análise para a exposição de 1, 2 dias e outra análise para exposição de 40 dias (curto prazo cumulativo) à fracção PM_{10} verificando-se que a AML é que ostenta um maior benefício para a saúde da sua população, em termos de números atribuíveis, na redução das concentrações diárias monitorizadas de PM_{10} para o valor de $10 \mu g.m^{-3}$, uma vez que o número de óbitos devido a todas as causas internas que poderiam ter sido evitados é superior ao observado na AMP, registando assim cerca de 30,49 a 33,77 por 100 000 habitantes. Tal deve-se ao facto da AML possuir uma maior taxa de mortalidade para este indicador, apesar de apresentar menor dias de ocorrência de concentrações superiores a esta concentração “base”.

Contudo, os dados demonstram que em termos de redução do risco relativo a AMP beneficiava mais, visto que regista maiores concentrações de PM_{10} , no entanto em termos de número de casos atribuíveis, beneficiava apenas entre 26,97 a 29,57 mortes/100 000 habitantes, com a adopção desta concentração “base”.

Para ambas as áreas metropolitanas verificou-se também que o número de casos atribuíveis na avaliação a curto prazo cumulativo (40 dias) era aproximadamente duas vezes superior do que o número de óbitos atribuíveis à exposição a curto prazo (1,2 dias) tal como evidenciado em Zanobetti et al. (2002), observando-se que para o indicador mortalidade respiratória o número de casos atribuíveis à exposição de curto prazo cumulativo (40 dias) é três vezes maior do que os casos atribuíveis à exposição de muito curto prazo (1,2 dias), para ambas as áreas metropolitanas. Verificando-se assim que os efeitos cumulativos não são negligenciáveis, sendo a análise da exposição cumulativa bastante significativa.

Caso se tivesse obedecido ao cumprimento do actual valor-limite diário legislado ($50 \mu\text{g.m}^{-3}$) por todas as estações válidas consideradas este permitiria para a AML e para a AMP uma redução semelhante, aproximadamente cerca de 4,5 óbitos por 100 000 habitantes, para o indicador mortalidade por todas as causas internas, contudo inferior à que poderia ser beneficiada pela concentração de base ($10 \mu\text{g.m}^{-3}$).

Verificou-se que para ambas as áreas metropolitanas, e independentemente do valor de referência considerado, o efeito por mortalidade por doenças respiratórias é menor do que por doenças cardiovasculares uma vez que a taxa de mortalidade para este indicador é inferior comparativamente à taxa de mortalidade por doenças cardiovasculares.

No que diz respeito à avaliação do risco associado à exposição a longo prazo a PM_{10} (período de 1 ano) observou-se que o número de óbitos era significativamente maior comparativamente com os obtidos na avaliação anterior uma vez que estes observam-se para um tempo de exposição muito superior, incluindo os casos atribuíveis à exposição a curto prazo e curto prazo cumulativo.

Em termos dos valores-limite anuais legislados, verificou-se que a área de estudo cumpre o valor-limite anual em vigor desde o ano de 2005 ($40 \mu\text{g.m}^{-3}$). Contudo, a adopção do valor-limite a cumprir a partir do ano de 2010 ($20 \mu\text{g.m}^{-3}$) é o que permitiria um maior benefício para a saúde humana de ambas as áreas metropolitanas, mais de duas vezes superior relativamente ao valor-limite anual em vigor no ano de estudo. A AMP é a que mais beneficiaria em termos de redução do risco relativo, visto que a média anual das concentrações aí monitorizadas são superiores e, consequentemente, quanto maior a concentração anual observada comparativamente com o valor de referência, maior será a redução do risco relativo associado. Salientando-se que a determinação do cálculo do risco relativo não entra em linha de conta com a taxa de mortalidade observada na área em análise, contabilizando apenas a concentração média anual aí monitorizada.

Contudo, em termos de número de casos atribuíveis, a AML regista um maior número de óbitos que poderiam ser evitados ao reduzir a sua concentração média anual monitorizada por todas as estações e por estações de influência do tipo tráfego para este valor legislado, devendo-se ao facto de, apesar de na AML terem-se registado concentrações anuais para a fracção PM_{10} mais baixas relativamente às observadas na AMP, esta área metropolitana apresenta uma taxa de mortalidade total por causas internas superior à da AMP. Porém, o benefício máximo seria alcançado com a adopção da concentração “base” de $10 \mu g.m^{-3}$.

Na avaliação do risco associado à exposição a longo prazo a $PM_{2,5}$ foram também considerados cenários de avaliação no sentido de verificar quais as vantagens para a saúde humana em reduzir as concentrações de $PM_{2,5}$ até esses valores de referência, observando-se que os indivíduos expostos à média anual das concentrações monitorizadas pelas 2 estações de qualidade do ar válidas da AMP é que beneficiavam de uma menor probabilidade de morrer por todas as causas associada à inalação destas partículas, caso se verificasse a redução da concentração média anual para a concentração de “base” de $7,5 \mu g.m^{-3}$. Uma vez que a redução do risco associado era superior ao observado para a AML, verificando-se assim uma diminuição de cerca de 79,7 e 78,6 óbitos por 100 000 habitantes devido a mortes por todas as causas na AMP e na AML, respectivamente.

Porém, refere-se que os valores obtidos para a AMP estão associados à redução da concentração média anual monitorizada apenas pela estação de Vermoim, uma vez que, como já referido, esta era a única estação que disponibilizava valores de concentrações de $PM_{2,5}$ das pertencentes à AMP, no ano de 2004, e como esta estação não apresenta uma recolha mínima de dados de 90%, os valores obtidos podem não ser representativos da avaliação de risco para a saúde da população desta área metropolitana.

Foram ainda considerados os cenários de redução das concentrações para uma concentração média anual de $20 \mu g.m^{-3}$ e a para uma concentração média anual de $15 \mu g.m^{-3}$, também considerados no estudo Apheis-3 no sentido de contribuir para o debate instaurado no seio do processo da legislação comunitária sobre os valores-limite a atribuir a $PM_{2,5}$. Assim, comparando os valores obtidos por estes valores de referência verificou-se que a redução das concentrações médias anuais de $PM_{2,5}$ para a concentração de $15 \mu g.m^{-3}$ é a que conduzia maiores benefícios para a saúde humana dos indivíduos de cada uma das áreas metropolitanas em estudo, permitindo uma redução do número de mortes de aproximadamente 40% superior ao conduzido pelo valor de referência de $20 \mu g.m^{-3}$, tendo em conta a única série temporal

disponível na AMP, verificando-se que para a AML este conduziria a um benefício de até 100%.

O número de anos perdidos que poderiam ser evitados na esperança de vida dos habitantes com idade superior a 30 anos se a concentração média anual de todas as estações válidas na AML fosse reduzida para o valor de referência de $15 \mu\text{g.m}^{-3}$ seria de aproximadamente 11 anos de vida por 100 000 habitantes da AML. Na AMP, este valor de referência beneficiaria todos os indivíduos com idade superior em 30 anos em evitar aproximadamente 25,23 anos de vida perdidos por 100 000 habitantes, significativamente superior. A adopção deste valor de referência permitia ainda um ganho na esperança de vida de cada habitante das áreas metropolitanas, considerando apenas os indivíduos com idade de 30 anos, de cerca de 0,34 a 0,59 anos na AML, e cerca de 0,90 anos na AMP. Verificando-se que o máximo de anos ganhos ocorreria nesta área metropolitana registando assim uma esperança de vida de 50,47 anos, devendo-se à redução do risco por morte por todas as causas atribuíveis à concentração média anual da única série temporal analisada.

Relativamente ao indicador mortalidade por cancro do pulmão verificou-se que a magnitude dos resultados obtidos para este indicador é menor do que a apresentada pelos resultados relativos à mortalidade por todas as causas, devendo-se isto ao facto de esses resultados incluírem também o risco devido a mortalidade por cancro no pulmão, não devendo assim serem adicionados aos efeitos anteriores.

Em suma, verifica-se que o valor de referência de $15 \mu\text{g.m}^{-3}$ conduziria a benefícios para a saúde da população da AML e também da AMP, tendo em conta as séries temporais analisadas. Contudo a redução dos níveis anuais de $\text{PM}_{2,5}$ para a concentração de $7,5 \mu\text{g.m}^{-3}$ ostentaria benefícios mais significativos para a saúde da população, devido à redução superior do risco por morte por todas as causas atribuíveis à exposição a longo prazo a $\text{PM}_{2,5}$.

Uma vez que a metodologia aplicada ao longo da presente avaliação de risco para a saúde humana associado às partículas inaláveis foi baseada na metodologia utilizada pelo projecto APHEIS, considerou-se relevante proceder a uma comparação. Assim, tendo em conta os valores de referência de 20 e $15 \mu\text{g.m}^{-3}$, verificou-se que a magnitude das potenciais reduções obtidas pelo estudo Apheis-3 encontram-se, de um modo geral, na mesma ordem de grandeza que os obtidos na presente avaliação, verificando-se alguma variação em torno do valor médio uma vez que as cidades em estudo não beneficiam todas de igual modo com a adopção dos vários cenários.

Face aos resultados obtidos verifica-se que se podia ter assumido inicialmente as séries temporais diárias de concentrações monitorizadas por todas as estações de qualidade do ar válidas independentemente do seu tipo de influência, mas tendo

sempre em conta o tipo de ambiente urbano, uma vez que perante o cariz maioritariamente urbano de cada área metropolitana em estudo a discrepância entre as concentrações das três séries temporais analisadas não é tão significativa que origine resultados muito variáveis. Contudo, reconhece-se que o risco avaliado associado às concentrações medidas nas estações do tipo fundo é menor, mas somente estas podem não ser representativas para a avaliação de risco.

Conclui-se assim que a metodologia desenvolvida apresenta bastante utilidade quando se pretende avaliar risco de mortalidade atribuível à exposição à poluição atmosférica, uma vez que as estimativas obtidas revelam impactes pelas fracções granulométricas (PM_{10} e $PM_{2,5}$) relevantes na saúde humana, apesar de estarem associadas incertezas face às limitações inerentes à metodologia desenvolvida, nomeadamente a transferibilidade da função concentração-resposta, a consideração de que a distribuição das concentrações monitorizadas são boa aproximação da dose de exposição para cada indivíduo, e ainda a consideração da taxa de mortalidade do distrito de cada área metropolitana. Quanto à fracção $PM_{2,5}$ também surgiu o facto de número de estações serem reduzidos, bem como a respectiva taxa de recolha de dados.

Em suma, os impactes na saúde humana associados à exposição de partículas inaláveis são significativos e merecem toda a atenção devendo fazer parte dos estudos integrantes da vigilância da saúde pública, uma vez que para além das mortes por doenças naturais uma parte significativa destas é induzida pela exposição à poluição atmosférica. Destacando-se que face aos elevados níveis de PM_{10} e $PM_{2,5}$ observados, é importante tomarem-se medidas que permitam um desenvolvimento sustentável das áreas metropolitanas, nomeadamente no sentido de redução do tráfego automóvel que é uma fonte contribuidora predominante destes níveis observados.

Seguindo-se assim um processo contínuo, envolvendo e avaliando acções alternativas regulamentares e seleccionando a estratégia a ser aplicada, ou seja, a gestão de risco.

5. Bibliografia

- Abbey, D.E.; Nishino, N.; McDonnell, W.F.; Burchette, R.J.; Knusten, S.F.; Beeson, W.L.; Yang, J.X.: "Long-Term Inhalable Particles and Other Air Pollutants Related to Mortality in Nonsmokers", American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine, 159, 1999
- ACGIH: "Air sampling instruments for evaluation of atmospheric contaminants", 8th edition, American Conference of Governmental Industrial Hygienists, Cincinnati, Ohio, 1995
- Almeida, I.: "A poluição atmosférica por material particulado na mineração a céu aberto", Universidade de São Paulo, 1999
- Amann, M., Schopp, W., Mecler, R.: "A methodology to estimate changes in statistical life expectancy due to the control of particulate matter air pollution" International Institute for Applied Systems Analysis, IIASA Interim Report, Austria, 2002
- APHEIS: "Health Impact Assessment of Air Pollution and Communication Strategy", 3rd Year Report (2002-2003), July, 2004
- Bailar III, J. C.; Bailer, A. J. : " Environment and health: 9.The science of risk assessment", Canadian Medical Association, 2001
- Bonita, R.; Beaglehole, R.; Kjellström, T.: "Basic Epidemiology", 2th edition, World Health Organization, Geneva, 2006
- Buijsman, E.; Beck, J.P.: "Particulate matter: a closer look", The state of affairs in the particulate matter dossier from a Dutch perspective, Environmental Assessment Agency and the Environment and Safety Division of the National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, 2005
- Calabrese, E. J.: "Public Health Assessment Guidance Manual", Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, 1992
- Chow, J.C.: "Measurment Methods to Determine Compliance with Ambient Air Quality Standards for Suspended Particles", J. Air & Waste Manage. Assoc., 1995
- Cohrssen, J.; Covello, V.: "Risk Analysis: A Guide to Principles and Methods for Analyzing Health and Environmental Risks", United Council on Environmental Quality, 1989
- Corvalan, C.F.; Smith, K.R.; Kjellstrom, T.: "How much global ill health is attributable to environmental factors?" Epidemiology Resources, 1999

- Decreto-Lei 111/2002, de 16 de Abril
- DEFRA: “Methods of Measurement of Airborne Particles”, Department of the Environment of Food, 2002
- DGS: “Risco de Morrer em Portugal – 2004”, Direcção de Serviços de Informação e Análise, Divisão de Epidemiologia, Direcção Geral de Saúde, Volume 1, Lisboa, 2006
- DGS: “Risco de Morrer em Portugal – 2004”, Direcção de Serviços de Informação e Análise, Divisão de Epidemiologia, Direcção Geral de Saúde, Volume 2, Lisboa, 2006
- Dockery D.W.; Pope III, C.A.: “Acute respiratory effects of particulate air pollution”, Annual Review of Public Health, 1994
- Dockery, D.W.; Pope III, C.A.: “Outdoor air I: particulates”, Topics in environmental epidemiology, Oxford University Press, Oxford, 1997
- Dockery, D.W.; Pope III, C.A.; Xu, X.; Spengler, J.D.; Ware, J.H.; Fay, M.E.; Ferris, B.G.; Speizer, F.E.: “An association between air pollution and mortality in six US cities”, New England Journal of Medicine, 1993
- Firket, J.: “Sur les causes des accidents survenus dans la vallée de la Meuse, lors des brouillards de décembre 1930”, Bull. Acad. Roy. Med. Belg., volume 11, 1931
- Götz, G.; Mészáros, E., Vali, G.: “ Atmospheric Particles and Nuclei”, Akadémiai Kiadó, Budapest, 1991
- Harrison, R.M; Grieken, R.V.: “Atmospheric Particles”, John Wiley & Sons, Chichester, 1998
- HEI : “Particulate air pollution and daily mortality: Replication and validation of selected studies: Phase I report of the particle epidemiology evaluation Project”, Report No.95, Health Effects Institute, August ,1995.
- HEI: “Airborne particles and health: HEI epidemiologic evidence”, Health Effects Institute; Boston, 2001
- HEI: “Understanding the health effects of components of the particulate matter mix: progress and next steps”, Health Effects Institute, Boston, 2002
- Hertel, R.F.: “Outline on risk assessment programme of existing substances in the European Union”, Environmental Toxicology and Pharmacology, Volume 2, 1996
- Hertel, O.; De Leeuw, F.; Raaschou-Nielsen, O.; Jensen, S.; Gee, D.; Herbarth, O.; Pryor, S.; Palmgren, F.; Olsen, E.: “Human Exposure to Outdoor

Air Pollution – IUPAC Technical Report”, Pure Applied Chemistry, Volume 73, No. 6, 2001

- Hertz-Picciotto, I.: “Epidemiology and quantitative risk assessment: a bridge from science to policy”, American Journal of Public Health, volume 85, No4, 1995
- Hinds, W.C.: “Aerosol Technology- Properties, behavior and measurement of airborne particles”, Wiley Interscience Publication, John Wiley & Sons, 1982
- INE: “Movimentos Pendulares e Organização do Território Metropolitano: Área Metropolitana de Lisboa e Área Metropolitana do Porto 1991-2001”, Instituto Nacional de Estatística Lisboa, 2003
- INE: “Anuário Estatístico da Região do Alentejo”, Instituto Nacional de Estatística, Lisboa, 2004
- INE: “Anuário Estatístico da Região Lisboa”, Instituto Nacional de Estatística, Lisboa, 2004
- INE: “Anuário Estatístico da Região Norte”, Instituto Nacional de Estatística, Lisboa, 2004
- Agência Portuguesa do Ambiente (APA) – Qualar (www.qualar.org.)
- IPCS: “Biomarkers and risk assessment: Concept and principles”, Environmental health criteria 155, Geneva, International Programme on Chemical Safety World Health Organization, 1993
- IPCS: “Principles for the Assessment of Risks to Human Health from Exposure to Chemicals”, Environmental Health Criteria 210, International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva, 1999
- Jaenicke, R.: “The role of organic material in atmospheric aerosols”, Pure and Applied Geophysics, volume 116, 1978
- Katsouyanni, K.; Zmirou, D.; Spix, C.; Sunyer, J.; Schouten, J.P.; Ponka, A.; Anderson, H.R.; Le Moullec, Y.; Wojtyniak, B.; Vigotti, M.A.: “ Short-term effects of air pollution on health: A European approach using epidemiological time-series data. The APHEA project: background, objectives, design”, European Respiratory Journal, volume 8, 1995
- Krewski, D.; Burnett, R.T.; Goldberg, M.S.; Hoover, K.; Siemiatycki, J.; Jarret, M.; Abrahamowicz, M.; White, W.H.: “Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and the American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality”, Special Report, Health Effects Institute, Cambridge, 2000
- Künzli, N.; Medina, S.; Horak Jr, F.; Studnicka, M.; Chanel, O.; Filliger, P.; Herry, M.; Puybonnieux-Textier, V.; Quénel, P.; Schneider, J.; Seethaler, R.; Vergnaud, J.C.; Sommer, H.: “Public-health impact of outdoor and traffic-

related air pollution: a European assessment", The Lancet, volume I, 356 , September, 2000

- Künzli, N.; Medina, S.; Kaiser, R.; Quénel, P.; Horak, F.; Studnick, M.: "Assessment of death attributable to air pollution: Should we use risk estimates based on time series or on cohort studies?", American Journal of Epidemiology , 2001
- Laden, F.; Schwartz, J.; Speizer, F.E.; Dockery, D.W.: "Reduction in Fine Particulate Air Pollution and Mortality: Extended Follow-Up of the Harvard Six Cities Study", American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine, 173, 2006
- Lipfert, F.W.; Perry, H.M., Jr.; Miller, J.P.; Baty, J.D.; Wyzga, R.E.; Carmody, S.E.: "The Washington University-EPRI Veterans' Cohort Mortality Study: Preliminary Results", Inhalation Toxicology, 12, 2000
- Medina, S.; Plasència, A.; Artazcoz, L.; Quénel, P.; Katsouyanni, K.; Mücke, H.G.; De Saeger, E.; Krzyzanowsky, M.; Schwartz, J.: "Aphis Monitoring the Effects of Air Pollution on Public Health in Europe - Scientific report 1999-2000" , Institut de Veille Sanitaire, Saint-Maurice, March, 2001
- Mészáros, E.: "Fundamental of Atmospheric Aerosol Chemistry", Akadémiai Kiadó, Budapest, 1999
- Miller, B.G.: "Life-table methods for predicting and quantifying long term impacts on mortality", Quantification of health effects of exposure to air pollution, Regional Office for Europe, Word Health Organization, Copenhagen 2001
- Moschandreas, D.; Saksena, S.: "Modeling exposures to particulate matter", Chemosphere, volume 49, No 9, 2002
- Ostro, B.: "Outdoor air pollution: assessing the environmental burden of disease at national and local levels", Environmental Burden of Disease Series, No. 5, World Health Organization, Geneva, 2004
- Pio, C.: "Poluição atmosférica II", Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, 1988
- Pope, C.A.: "Epidemiology of fine particulate air pollution and human health: Biological mechanisms and who's at risk?", Environmental Health Perspectives, 108, 2000
- Pope, C.A.; Burnett, R.T.; Thun, M.J.; Calle, E.E.; Krewski, D.; Ito, K.; Thurston, G.: "Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution", Journal of Air and Management Association, 2002

- Pope, C.A.; III; Burnett, R.T.; Thurston, G.D.; Thun, M.J.; Calle, E.E.; Krewski, D.; Godleski, J.J.: "Cardiovascular Mortality and Long-Term Exposure to Particulate Air Pollution: Epidemiological Evidence of General Pathophysiological Pathways of Disease", *Circulation*, 2004
- Pope, C.A.; Dockery, D.W.; Schwartz, J.: "Review of epidemiological evidence of health effects of particulate air pollution", *Inhalation Toxicology*, 1995
- Pope, C.A.; Thun, M.J.; Namboodiri, M.M.; Dockery, D.W.; Evans, J.S.; Speizer, F.E.; Heath, C.W.: "Particulate Air Pollution as a Predictor of Mortality in a Prospective Study of U.S. Adults". *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 151, 1995
- Pope III, C.A.; Dockery, D.W.: "Critical Review - Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines that Connect", *Journal of the Air & Waste Management Association*, 2006
- Salgado, P.: "Informações Gerais e Ecotoxicológicas do Material Particulado", *Cadernos de Referência Ambiental*, volume 14, Centro de Recursos Ambientais, Salvador, 2003.
- Samet, J.M.; Schnatter, R.: "Invited Commentary: Epidemiology and Risk Assessment", *American Journal of Epidemiology*, volume 148, The Johns Hopkins University School of Hygiene and Public Health, 1998
- Samet, J.M.; Dominici, F.; Zeger, S.L.; Schwartz, J.; Dockery, D.W.: "The National Morbidity, Mortality and air Pollution Study, Part I: Methods and Methodologic Issues", *Research Report 94*, Health Effects Institute, Cambridge, 2000
- Samet, J.M.; Zeger, S.L.; Schwartz, J.; Dominici, F.; Curriero, F.; Coursac, I.; Dockery, D.W.: "The National Morbidity, Mortality and Air Pollution Study, Part II: Morbidity, mortality, and air pollution in the United States", *Research report 94*, Health Effects Institute, Cambridge, 2000
- Schwartz, J.; Dockery, D.W.: "Particulate Air Pollution and Daily Mortality in Steubenville, Ohio", *American Journal Epidemiology*, 135, 1992
- Schwartz, J.: "Particulate Air Pollution and Chronic Respiratory Disease", *Environmental Research*, volume 62, 1993
- Schwartz, J.: "Air Pollution and Daily Mortality: A review and meta analysis", *Environmental Research*, volume 64, 1994
- Schwartz, J.: "Particulate Air Pollution: Weighing the Risks", *Adjunct Scholar Competitive Enterprise Institute*, 2003
- Seaton, A.; MacNee, W.; Donaldson, K.; Godden, D.: "Particulate air pollution and acute health effects", *The Lancet*, 1995

- Seinfeld, J.H.; Pandis, S.N. : “Atmospheric Chemistry and Physics – from Air Pollution to Climate Change”, John Wiley & Sons, Inc. Wiley Interscience, 1998
- Sexton, K.; Callahan, M.A.; Ryan, E.F.: “Estimating exposure and dose to characterize health risks: the role of human tissue monitoring in exposure assessment”, Environ Health Perspect, volume 103, 1995
- Sexton, K.: “The role of scientific research in risk assessment and risk management decisions”. Otolaryngol Head Neck Surg, 106(6), 1992
- Sexton, K.; Ryan, P.B.: “Assessment of Human Exposure to Air Pollution: Methods, Measurements and Models”, Air Pollution, the Automobile and Public Health, National Academic Press, Washington DC, 1988
- Sexton, K.; Selevan, S.G.; Wagener, D.K.; Lybarger, J.A.: “ Estimating human exposures to environmental pollutants: Availability and utility of existing databases”, Arch Environ Health, 1992
- US EPA: “Effects on materials”. In: Air quality criteria for particulate matter, US Environmental Protection Agency Office of Research and Development , Washington DC, 1996
- US EPA: “Air Quality Criteria for Particulate Matter” , US Environmental Protection Agency Office of Research and Development, volume II, Washington, 2001a
- US EPA: “Review of the National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter: Policy Assessment of Scientific and Technical Information - OAQPS Staff Paper”, US Environmental Protection Agency Office of Air Quality Planning and Standards, June, 2001b
- US EPA: “Chapter 4 – Human Health”, Draft Report on the Environment Technical Document, US Environmental Protection Agency Office of Research and Development , Washington DC, June, 2003
- US EPA: “Review of the National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter: Policy Assessment of Scientific and Technical Information - OAQPS Staff Paper – Second Draft”, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle, N.C, January, 2005
- US NRC: “Risk assessment in the Federal Government: managing the process”, US National Research Council, Washington DC, National Academy Press, 1983
- US NRC: “Human exposure assessment for airborne pollutants, advances and opportunities”, US National Research Council, Washington DC, National Academy Press, 1991a

- US NRC: “Frontiers in assessing human exposures to environmental toxicants”, US National Research Council, Washington DC, National Academy Press, 1991b
- US NRC: “Science and judgment in risk assessment” , Committee on Risk Assessment of Hazardous Air Pollutants, Board on Environmental Studies and Toxicology, Commission on Life Sciences, US National Research Council, Washington D.C,1994.
- Wallace, L.A.; Ott, W.R.: “Personal monitors: a state-of-the-art survey”. J. Air. Pollut. Control. Assoc., 32, 1982
- Wark, K.; Warner, C.F.; Davis, W.T.: “Air pollution its origin and Control”, 3th edition, Menlo Park, Addison-Wesley, 1998
- WHO: “Health-related Air Quality Indicators and Their Application in Health Impact Assessment in HEGIS”, Regional Office for Europe, World Health Organization, Poland, November, 1995
- WHO: “Principles for the Assessment of Risks to Human Health from Exposure to Chemicals”, Environmental Health Criteria 210, World Health Organization, Geneva, 1999
- WHO; “Air Quality Guidelines”, Regional Office for Europe, World Health Organization, second edition, Copenhagen, 2000a
- WHO: “Particulate Matter – Air quality Guidelines”, chapter 7.3, second edition, Regional Office for Europe, World Health Organization, Copenhagen, 2000b
- WHO: “Human Exposure Assessment”, Environmental Health Criteria 214, United Nations Environment Programme, World Health Organization, Geneva, 2000c
- WHO: “Quantification of the health effects of exposure to air pollution”, World Health Organization, Bilthoven, Netherlands, 2000d
- WHO: “Evaluation and use of epidemiological evidence for environmental health risk assessment”, World Health Organization, Copenhagen, 2000e
- WHO : “Guidelines for Concentration and Exposure-Response Measurement of Fine and Ultra Fine Particulate Matter for Use in Epidemiological Studies”, Department of Protection of the Human Environment, World Health Organization, 2002a
- WHO: “Reducing Risks, Promoting Healthy Life”, World Health Organization Report, Geneva, 2002b

- WHO: “Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide”, Regional Office for Europe, World Health Organization, Copenhagen, 2003
- WHO: “Meta-analysis of time-series studies and panel studies of particulate matter (PM) and ozone (O₃)”. Regional Office for Europe, World Health Organization, Copenhagen, 2004a
- WHO: “Health aspects of air pollution results from the who project - Systematic review of health aspects of air pollution in Europe”, Regional Office for Europe, World Health Organization, Copenhagen, 2004b
- WHO: “Air Quality Guidelines - Global update”, World Health Organization, Copenhagen, 2005
- WHO: “Health Risk of Particulate Matter From Long-Range Transboundary Air Pollution: Preliminary Assessment”, World Health Organization, Copenhagen, 2006
- Wilson, W. E.; Suh, H.H.: “Fine Particles and Coarse Particles: Concentration Relationships Relevant to Epidemiologic Studies”, J. Air & Waste Manage. Assoc, 47, 1997
- Zanetti, P.: “Air Quality Modeling – Theories, Methodologies, Computational Techniques, and Available Databases and Software”, USA, 2003
- Zanobetti, A.; Schwartz, J.; Samoli, E.: “The temporal pattern of mortality responses to air pollution: a multicity assessment of mortality displacement. Epidemiology”, volume 13, No 1, 2002
- Zanobetti, A.; Schwartz, J.; Samoli, E.; Gryparis, A.; Touloumi, G.; Peacock, J.; Anderson, R.H.; Le Tertre, A.; Bobros, J.; Celko, M.; Goren, A.; Forsberg, B.; Michelozzi, P.; Rabczenko, D.; Hoyos, S.P.; Wichmann, H.E.; Katsouyanni, K.: “The temporal pattern of respiratory and heart disease mortality in response to air pollution”, Environmental Health Perspectives, volume 11, No 9, 2003.

ANEXOS

ANEXO I

Estudos epidemiológicos e riscos relativos considerados pelas várias organizações

● US EPA

Tabela I. 1 – Estudos epidemiológicos e respectivas estimativas de risco relativo considerados na quantificação de risco pela US EPA [US EPA, 1996].

Health Effect	PM Indicator	Study Location	Reported PM Levels ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ¹ Mean (Range) ²	Estimated Relative Risk ² (95% Confidence Interval)	Pooled Relative Risk ³
TOTAL MORTALITY					
Short-term Exposures	PM ₁₀	Six Cities ^a Portage, WI Boston, MA Topeka, KS St. Louis, MO Kingston/Knoxville, TN Steubenville, OH Chicago, IL ⁴ Utah Valley, UT ⁵ Birmingham, AL ⁴ Los Angeles, CA ^a	18 (± 11.7) 24 (± 12.8) 27 (± 16.1) 31 (± 16.2) 32 (± 14.5) 46 (± 32.3) 38 (NR/128) 47 (11/297) 48 (21,80) 58 (15/177)	1.04 (0.98, 1.09) 1.06 (1.04, 1.09) 0.98 (0.90, 1.05) 1.03 (1.00, 1.05) 1.05 (1.00, 1.09) 1.05 (1.00, 1.08) 1.03 (1.02, 1.04) 1.08 (1.05, 1.11) 1.05 (1.01, 1.10) 1.03 (1.00, 1.06)	1.04 (0.99, 1.09)
	PM _{2.5}	Six Cities ^a Portage, WI Topeka, KS Boston, MA St. Louis, MO Kingston/Knoxville, TN Steubenville, OH	11.2 (± 7.8) 12.2 (± 7.4) 15.7 (± 9.2) 18.7 (± 10.5) 20.8 (± 9.6) 29.6 (± 21.9)	1.03 (0.99, 1.07) 1.02 (0.95, 1.09) 1.06 (1.04, 1.07) 1.03 (1.01, 1.04) 1.04 (1.01, 1.07) 1.03 (1.00, 1.05)	1.04 (1.00, 1.07)
Long-term Exposures	PM _{2.5}	ACS Study ^f (50 U.S. SMSA)	9-34 ^a	1.17 (1.09, 1.26)	---
HOSPITAL ADMISSIONS -- Short-term Exposures					
All Respiratory Causes (for Elderly > 64 years)	PM ₁₀	Tacoma, WA ^g New Haven, CT ^g Cleveland, OH ^g Spokane, WA ¹	37 (14, 67) 41 (19, 67) 43 (19, 72) 46 (16, 83)	1.10 (1.03, 1.17) 1.06 (1.00, 1.13) 1.06 (1.00, 1.11) 1.08 (1.04, 1.14)	1.09 (1.02, 1.19)
	PM _{2.5}	Toronto ¹	18.6 (NR/66.0)	1.15 (1.02, 1.28)	---
Health Effect	PM Indicator	Study Location	Reported PM Levels ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ¹ Mean (Range) ²	Estimated Relative Risk ² (95% Confidence Interval)	Pooled Relative Risk ³
HOSPITAL ADMISSIONS -- Short-term Exposures					
COPD (for Elderly > 64 years)	PM ₁₀	Minneapolis, MN ^h Birmingham, AL ¹ Spokane, WA ¹ Detroit, MI ^g	36 (18,58) 45 (19,77) 46 (16,83) 48 (22,82)	1.25 (1.10, 1.44) 1.13 (1.04, 1.22) 1.17 (1.08, 1.27) 1.10 (1.02, 1.17) ⁵	1.14 (1.05, 1.31)
Ischemic Heart Disease (for Elderly > 64 years)	PM ₁₀	Detroit, MI ^g	48 (22,82)	1.02 (1.01, 1.03)	---
Congestive Heart Failure (for Elderly > 64 years)	PM ₁₀	Detroit, MI ^g	48 (22,82)	1.03 (1.01, 1.05)	---
Pneumonia (for Elderly > 64 years)	PM ₁₀	Minneapolis, MN ^h Birmingham, AL ¹ Spokane, WA ¹ Detroit, MI ^g	36 (18,58) 45 (19,77) 46 (16,83) 48 (22,82)	1.08 (1.01, 1.15) ⁵ 1.09 (1.03, 1.15) 1.06 (0.98, 1.13) 1.06 (1.02, 1.10) ⁵	1.07 (1.01, 1.14)
RESPIRATORY SYMPTOMS					
Lower Respiratory Symptoms in Children: Short-term Exposures	PM ₁₀	Six Cities ^a Utah Valley, UT ⁷	30 (13,53) 46 (11/195)	2.03 (1.36, 3.04) ⁶ 1.28 (1.06, 1.56)	---
	PM _{2.5}	Six Cities ^a	18.0 (7.2-37)	1.44 (1.15-1.82) ⁴	---
Bronchitis in Children: Long-term Exposures	PM ₁₀	Six Cities ^g	20-59 ⁴	3.26 (1.13, 10.28) ⁴	---

References:

^aSchwartz et al. (1996a)^gKinney et al. (1995)^hSchwartz (1996)⁵Schwartz (1994d)⁶Dockery et al. (1989)¹Ito and Thurston (1996)²Pope et al. (1995)³Thurston et al. (1994b)⁴Schwartz and Morris (1995)⁵Pope et al. (1992)⁶Schwartz (1995)⁷Schwartz (1994f)⁸Schwartz et al. (1994)⁹Schwartz (1993a)¹⁰Schwartz et al. (1996b)¹¹Schwartz (1994e)¹²Pope et al. (1991)

Endnotes:

1. Range of 24-hour PM indicator level shown in parentheses is typically either the standard deviation (\pm S.D.) or 10th and 90th percentiles.2. Based on a 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase for PM₁₀ studies, and a 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in PM_{2.5} studies.

3. See Abt Associates (1996b) for calculation method.

4. Range of city means of PM levels.

5. Only RR reported includes other pollutants in model.

6. Odds ratio.

OMS

Tabela I. 2 – Estudos considerados para o cálculo de EBD por mortalidade respiratória em crianças com idade inferior a 5 anos pela OMS [Ostro, 2004].

Source	City	Country	Age group (years)	PM measure	Diagnosis	Change per 10 µg/m ³ increase (%)	95% CI
Conceição et al. (2001)	Sao Paulo	Brazil	0–4	PM10	All respiratory	1.61	-14.82, 21.22
Loomis et al. (1999)	Mexico City	Mexico	0–1	PM2.5 ^a	All cause	6.87	2.48, 11.45
Saldiva & Bohm (1995)	Sao Paulo	Brazil	<5	PM10	All respiratory	-1.98	-6.54, 2.57
Gouveia & Fletcher (2000)	Sao Paulo	Brazil	<5	PM10	All respiratory	-0.09	-3.23, 3.14
Ostro et al. (1998)	Bangkok	Thailand	<6	PM10	All cause	1.80	0.23, 3.37
Overall			<5	PM10	All respiratory (All cause for upper bound)	1.66	0.34, 3.00

Tabela I. 3 – Estudos epidemiológicos seleccionados e estimativas de risco relativo associados à exposição a curto prazo e curto prazo cumulativo na avaliação de risco na saúde do projecto APHEIS [APHEIS, 2004].

Avaliação do Impacto na Saúde a Curto Prazo							
Indicadores de Saúde		CID		Modelo	RR para 10 µg.m ⁻³ (95% IC)	Cenários	Referências
Casos Atribuíveis		CID 9	CID 10			Média Diária	
PM ₁₀ muito curto prazo	Todas as Idades, todas as causas de mortalidade (excluindo causas externas)	< 800	A00-R99		1.006 (1.004 - 1.008)		WHO, 2004
	Todas as Idades, mortalidade por doença cardiovascular	390-459	I00-I99		1.009 (1.005 - 1.013)		WHO, 2004
	Todas as Idades, mortalidade por doença respiratória	460-519	J00-J99	PSAS-9	1.013 (1.005 - 1.021)	Redução para 50 µg.m ⁻³	WHO, 2004
	Todas as Idades, admissões hospitalares por doenças cardíacas	390-429	I00-I52		1.006 (1.003 - 1.009)	Redução para 20 µg.m ⁻³	APHEIS 3, 2004
	Todas as Idades, admissões hospitalares por doenças respiratórias	460-519	J00-J99		1.0114 (1.0062 - 1.0167)	Redução em 5 µg.m ⁻³	APHEIS 3, 2004
PM ₁₀ curto prazo cumulativo (40 dias)	Todas as Idades, todas as Causas de Mortalidade (excluindo causas externas)	< 800	A00-R99	PSAS-9	1.01227 (1.0081 - 1.0164)	Redução para 50 µg.m ⁻³	A. Zanobetti et al. 2002
	Todas as Idades, mortalidade por doença cardiovascular	390-459	I00-I99		1.01969 (1.0139 - 1.0255)	Redução para 20 µg.m ⁻³	A. Zanobetti et al. 2003
	Todas as Idades, mortalidade por doença respiratória	460-519	J00-J99		1.04206 (1.0109 - 1.0742)	Redução para 5 µg.m ⁻³	A. Zanobetti et al. 2003

Tabela I. 4 – Estudos epidemiológicos seleccionados e estimativas de risco relativo associados à exposição a longo prazo cumulativo na avaliação de risco na saúde do projecto APHEIS [APHEIS, 2004].

Avaliação do Impacto na Saúde a Longo Prazo						
Indicadores de Saúde	CID 9	CID 10	Modelo	RR para 10 µg.m ⁻³ (95% IC)	Cenários	Referências
Casos Atribuíveis				Média Anual		
PM ₁₀	Todas as Causas de Mortalidade (excluindo causas externas)	< 800	A00-R99	PSAS-9	Trilateral e Apheis 2	Redução para 40 µg.m ⁻³ Redução para 20 µg.m ⁻³ Redução em 5 µg.m ⁻³ Kunzli et al. 2000
PM _{2.5}	Todas as Causas de Mortalidade	0 - 999	A00-Y98	PSAS-9	Pope, 2002	1.06 (1.02-1.11)
	Mortalidade cardiopulmonar	401 - 440 e 450 - 519	I10-I70 e J00 - J99	PSAS-9	Redução para 20 µg.m ⁻³	1.09 (1.03 - 1.16)
	Cancro do pulmão	162	C33 - C34	PSAS-9	Redução para 15 µg.m ⁻³ Redução em 3,5 µg.m ⁻³	1.14 (1.04 - 1.23) C.A: III Pope ,2002
Ganhos na Expectativa de Vida				Média Anual		
Apenas idades > 30 anos				Pope, 2002		
PM _{2.5}	Todas as Causas de Mortalidade	0 - 999	A00-Y98	PSAS-9	Redução para 20 µg.m ⁻³	1.06 (1.02-1.11)
	Mortalidade cardiopulmonar	401 - 440 e 460 - 519	I10-I70 e J00 - J99	PSAS-9	Redução para 15 µg.m ⁻³	1.09 (1.03 - 1.16)
	Cancro do pulmão	162	C33 - C34	AirQ	Redução em 3,5 µg.m ⁻³	1.14 (1.04 - 1.23) C.A: III Pope ,2002

ANEXO II

Potenciais benefícios, para curto prazo, curto prazo cumulativo e longo prazo, de redução dos níveis de PM₁₀ e PM_{2,5} obtidos pelo estudo Apheis-3

- **PM₁₀: Avaliação do risco associado à exposição a curto prazo, curto prazo cumulativo e longo prazo**

- **Mortalidade por todas as causas internas (CID 10: A00-R99)**

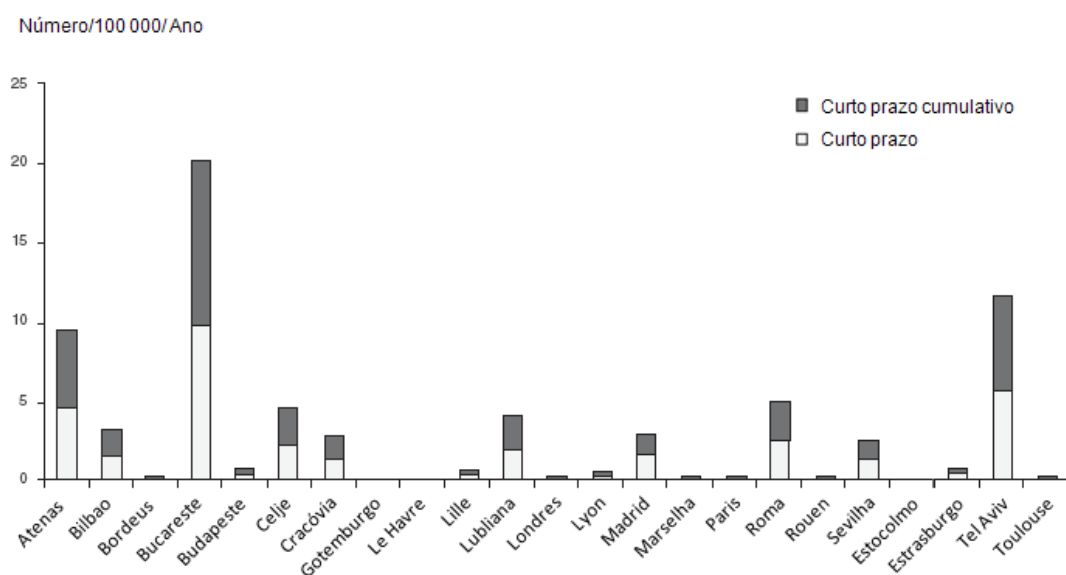


Gráfico II. 1 – PM₁₀: Impacto na saúde a curto prazo (1, 2 dias) e curto prazo cumulativo (40 dias) sobre todas as causas de mortalidade (CID 10: A00-R99). Reduções para 50 µg.m⁻³ [APHEIS, 2004].

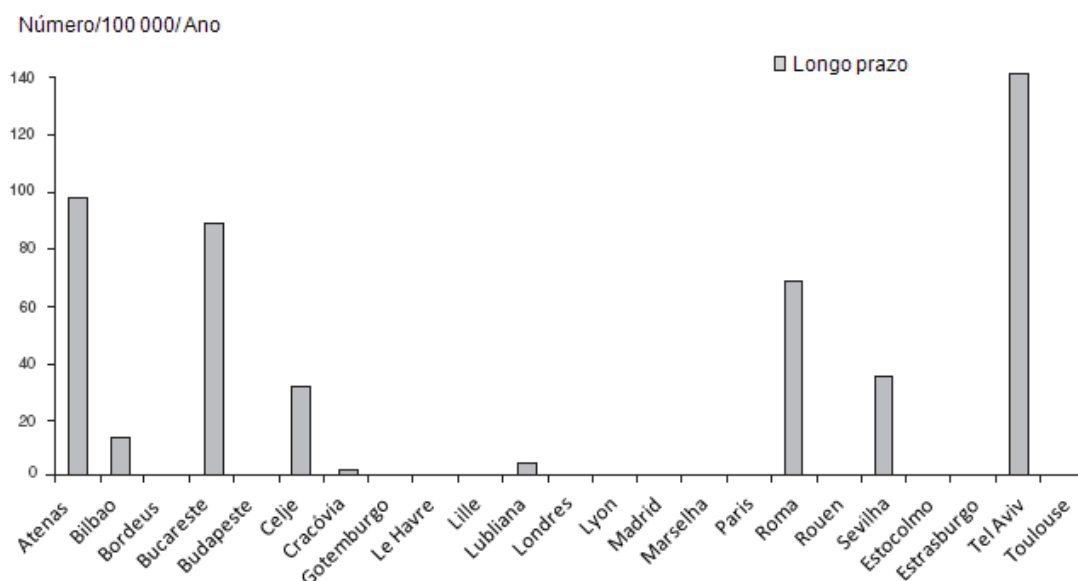


Gráfico II. 2 – PM₁₀: Impacto na saúde a longo prazo (1 ano) sobre todas as causas internas de mortalidade (CID 10: A00-R99). Reduções para 40 µg.m⁻³ [APHEIS, 2004].

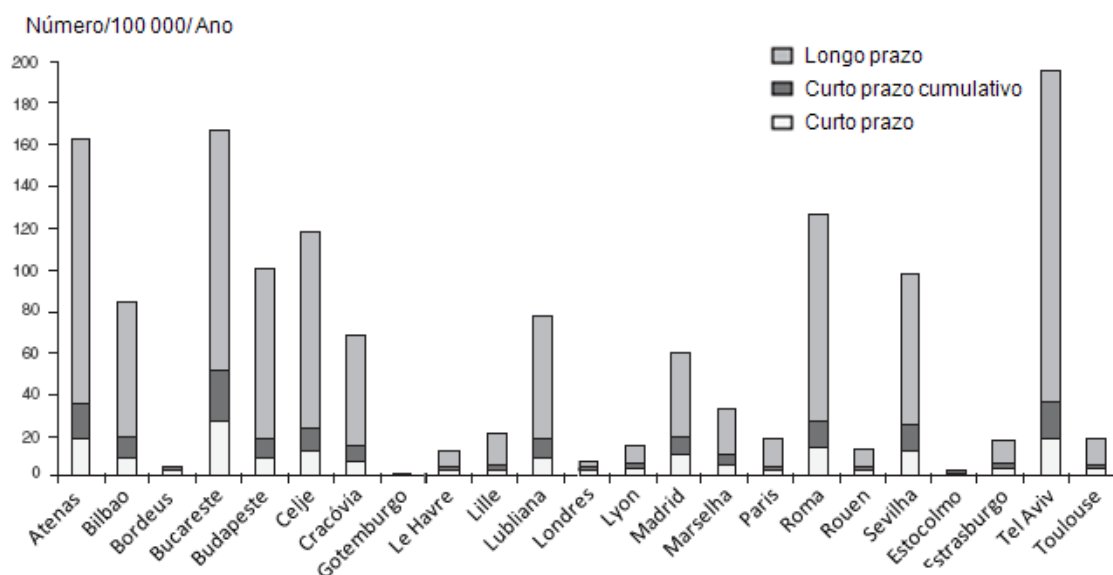


Gráfico II. 3 – PM₁₀: Impacto na saúde a curto prazo (1, 2 dias) e curto prazo cumulativo (40 dias) e longo prazo sobre todas as causas internas de mortalidade (CID 10: A00-R99). Reduções para 20 µg.m⁻³ [APHEIS, 2004].

● **Mortalidade cardiovascular (CID 10: I00-I99)**

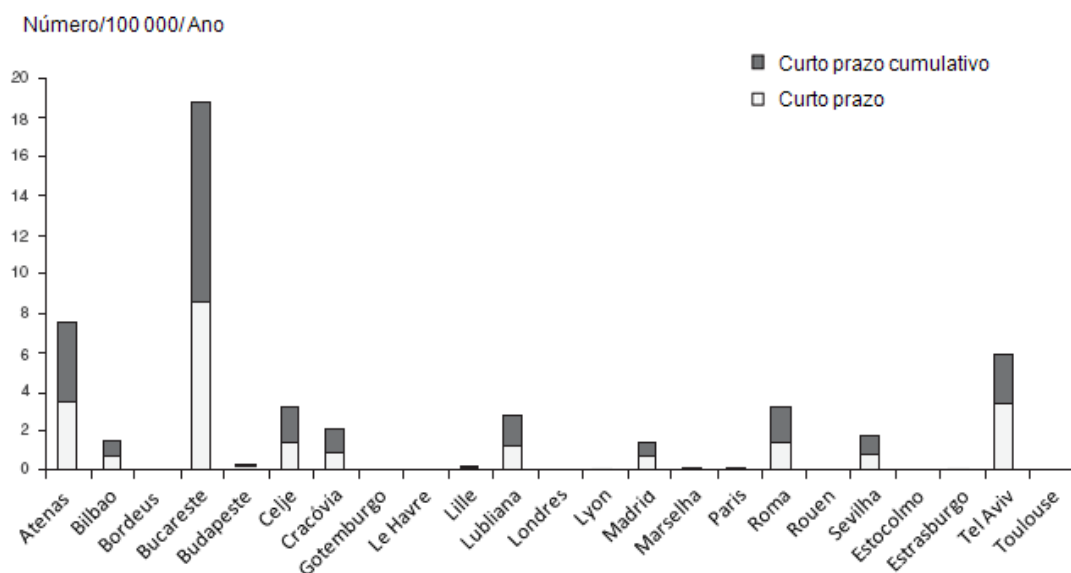


Gráfico II. 4 – PM₁₀: Impacto na saúde a curto prazo (1, 2 dias) e curto prazo cumulativo (40 dias) sobre mortalidade cardiovascular (CID 10: I00-I99). Reduções para 50 µg.m⁻³ [APHEIS, 2004].

● **Mortalidade respiratória (CID 10: J00-J99)**

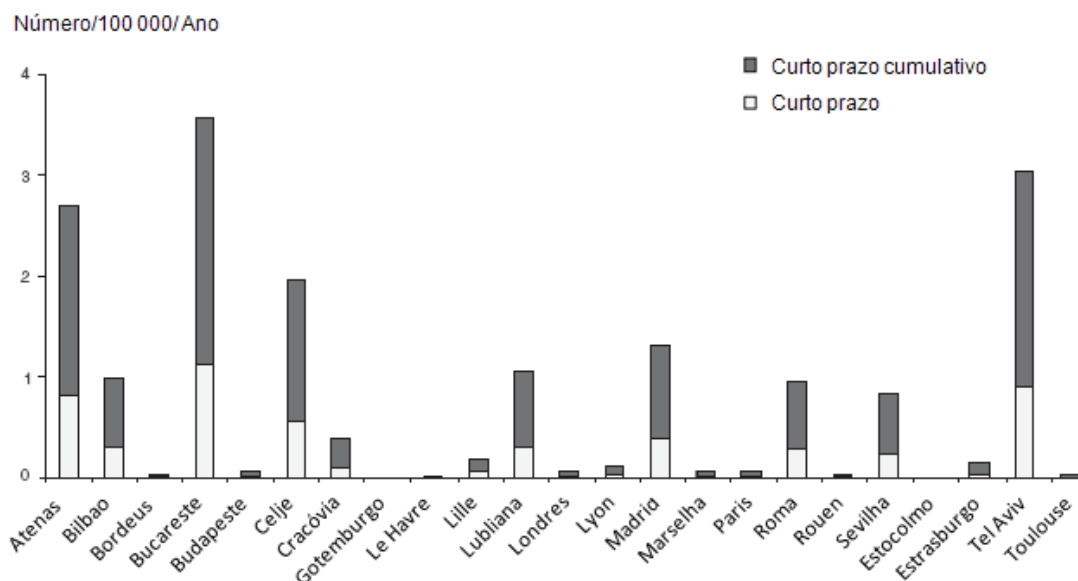


Gráfico II. 5 – PM₁₀: Impacto na saúde a curto prazo (1,2 dias) e curto prazo cumulativo (40 dias) sobre a mortalidade respiratória (CID 10: J00-J99). Reduções para 50 µg.m⁻³ [APHEIS, 2004].

● **PM_{2,5}: Avaliação do risco associado à exposição a longo prazo**

● **Mortalidade por todas as causas (CID 10: A00-Y98)**

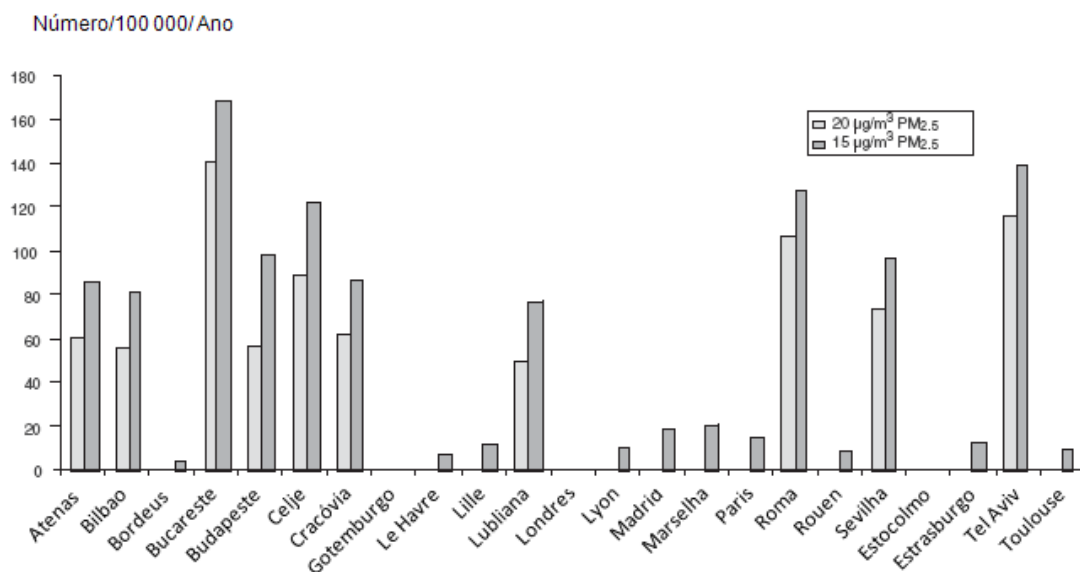


Gráfico II. 6 – PM_{2,5}: Impacto na saúde a longo prazo sobre a mortalidade por todas as causas (CID 10: A00-Y98). Reduções para 20 e 15 µg.m⁻³ [APHEIS, 2004].

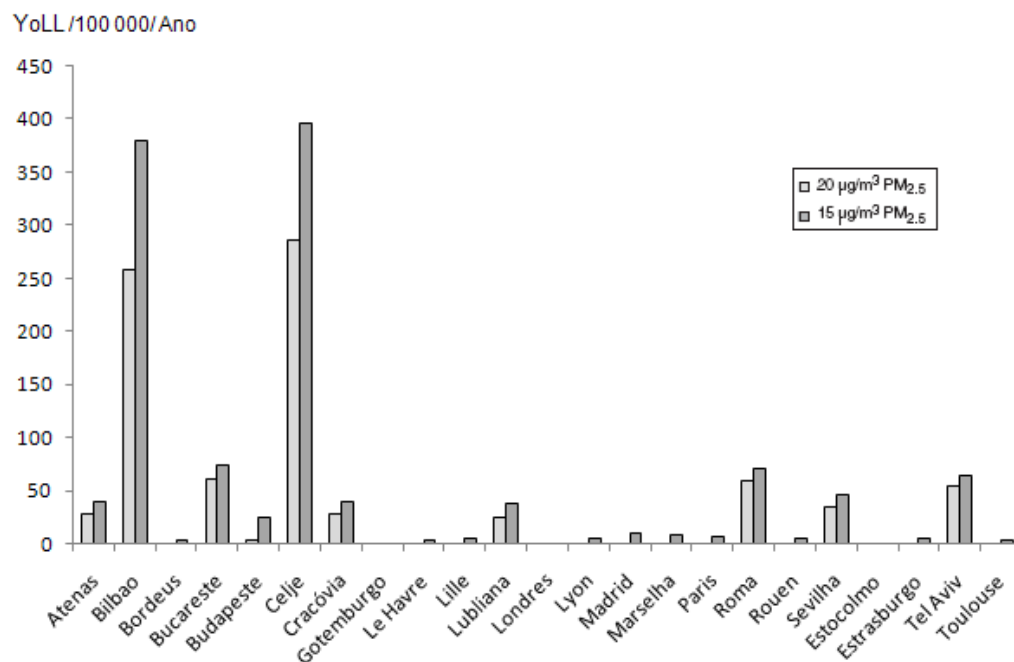


Gráfico II. 7 – PM_{2.5}: Anos de vida perdidos devido a mortalidade por todas as causas (CID 10: A00-Y98) para indivíduos > 30 anos de idade. Reduções para 20 e 15 µg.m⁻³ [APHEIS, 2004].

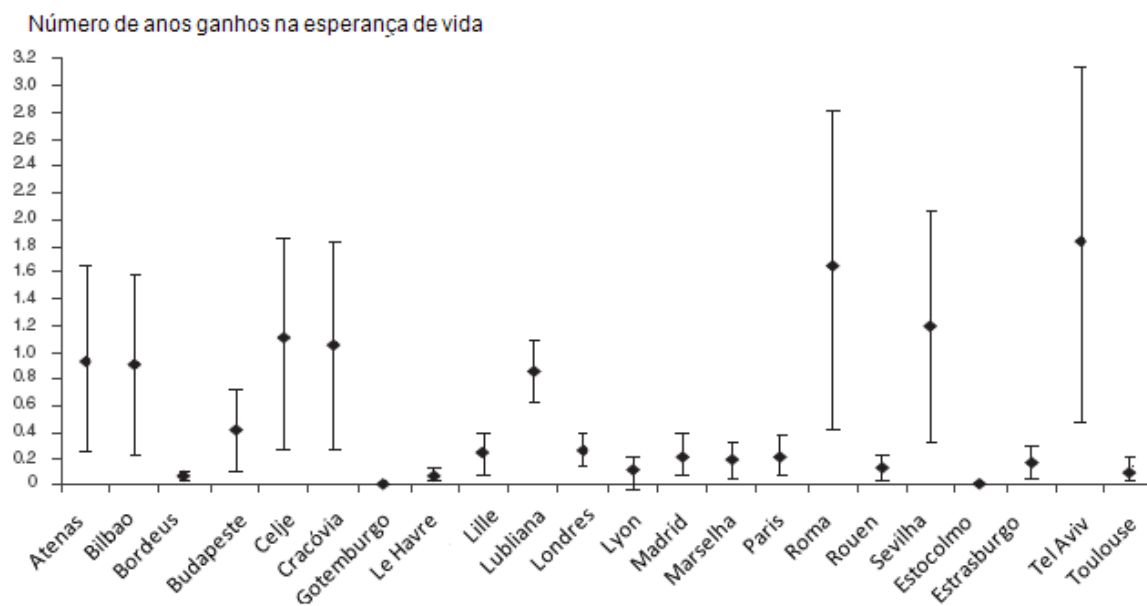


Gráfico II. 8 – PM_{2.5}: Número de anos ganhos esperados na esperança de vida de indivíduos com idade de 30 anos se os níveis anuais de PM_{2.5} não excedessem a concentração de 15 µg.m⁻³ [APHEIS, 2004].

● **Mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34)**

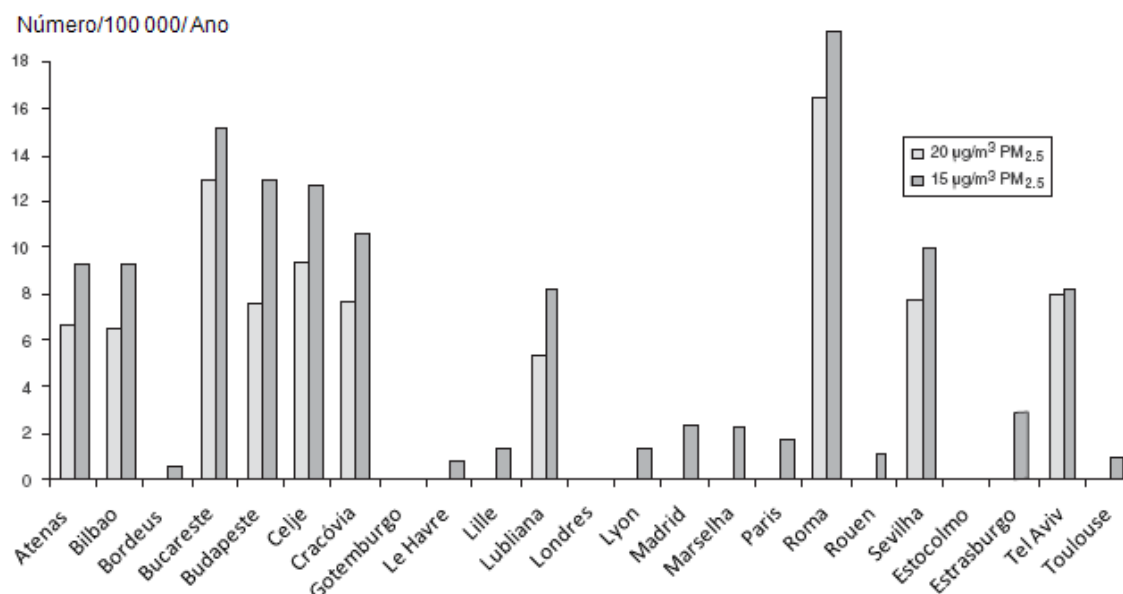


Gráfico II. 9 – PM_{2.5}: Impacto na saúde a longo prazo sobre a mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34). Reduções para 20 e 15 µg.m⁻³ [APHEIS, 2004].

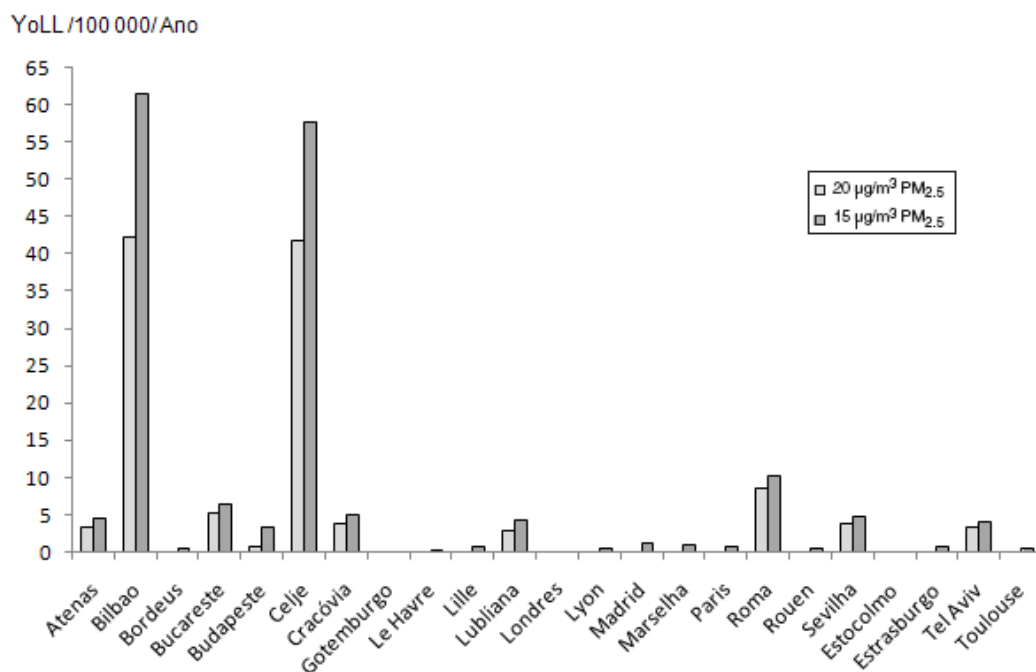


Gráfico II. 10 – PM_{2.5}: Anos de vida perdidos devido a mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34) para indivíduos > 30 anos de idade. Reduções para 20 e 15 µg.m⁻³ [APHEIS, 2004].

ANEXO III

Dados estatísticos por indicador de saúde em cada área metropolitana

AML

Tabela III. 1– Distribuição da população residente por faixa etária e percentagem da população total por municípios da AML no ano de 2004 [INE, 2004].

Município	População por Grupos Etários				%
	0-14 anos	15-24 anos	25-64 anos	> 65 anos	
Azambuja	2 924	2 500	11 945	4 139	0,8
Alcochete	2 386	1 691	8 437	2 452	0,5
Almada	24 739	18 421	93 325	28 878	5,9
Amadora	26 557	20 833	101 254	27 595	6,3
Barreiro	10 433	8 418	47 009	13 132	2,8
Cascais	29 278	20 171	102 924	29 071	6,5
Lisboa	67 444	52 651	281 110	128 280	19
Loures	31 177	24 362	116 163	27 529	7,2
Mafra	10 350	7 364	34 235	10 060	2,2
Moita	11 543	9 427	39 919	9 337	2,5
Montijo	6 356	4 546	22 410	7 154	1,5
Odivelas	21 324	17 546	85 710	19 415	5,2
Oeiras	24 713	18 580	97 922	27 260	6,1
Palmela	9 345	6 898	32 523	9 456	2,1
Seixal	27 499	20 452	98 452	18 312	5,9
Sesimbra	7 293	5 112	24 514	7 127	1,6
Setúbal	18 841	14 535	68 341	18 400	4,3
Sintra	75 292	45 944	238 190	50 056	14,7
Vila Franca de Xira	21 729	16 702	78 234	16 559	4,8
Total	429 223	316 153	1 582 617	454 212	100

Tabela III. 2 – Óbitos e Taxas de Mortalidade (óbitos/100000 habitantes) por faixa etária no distrito de Lisboa e Setúbal, no ano de 2004 [DGS, 2004].

Distrito	Idades	Indicador de Saúde							
		Todas as causas		Doenças cardiovasculares		Doenças respiratórias		Cancro do Pulmão	
		Taxas	Óbitos	Taxas	Óbitos	Taxas	Óbitos	Taxas	Óbitos
Lisboa	<1	247,4	96	2,6	1	10,3	4	0,0	0
	01-04	28,8	26	2,2	2	6,7	6	0,0	0
	05-14	15,4	33	0,9	2	0,5	1	0,5	1
	15-24	51,5	130	3,6	9	0,8	2	0,0	0
	25-34	109,5	392	9,2	33	1,4	5	0,3	1
	35-44	205,5	653	34,0	108	6,9	22	5,7	18
	45-54	390,1	1147	85,0	250	10,9	32	26,2	77
	55-64	715,5	1931	182,7	493	28,9	78	62,3	168
	65-74	1955,1	4197	675,5	1450	126,2	271	111,8	240
	>75	7646,0	11777	3766,2	5801	766,1	1180	151,9	234
Setúbal	<1	342,2	32	0,0	0	32,1	3	0,0	0
	01-04	38,6	14	8,3	3	2,8	1	0,0	0
	05-14	19,8	16	1,2	1	1,2	1	0,0	0
	15-24	53,2	53	7,0	7	2,0	2	0,0	0
	25-34	95,0	128	8,2	11	0,0	0	0,7	1
	35-44	200,7	234	36,9	43	5,1	6	3,4	4
	45-54	394,1	458	94,7	110	6,0	7	36,1	42
	55-64	759,2	779	212,5	218	24,4	25	62,4	64
	65-74	2057,7	1601	601,5	468	110,5	86	122,1	95
	>75	8785,3	4398	3831,3	1918	823,0	412	169,8	85

AMP

Tabela III. 3 – Distribuição da população residente por faixa etária e percentagem da população total por municípios da AMP no ano de 2004 [INE, 2004].

Município	População por Grupos Etários				%
	0-14 anos	15-24 anos	25-64 anos	> 65 anos	
Espinho	4 855	3 983	18 036	4 829	2,5
Gondomar	27 994	21 293	98 711	21 241	13,3
Maia	22 493	15 955	75 598	16 208	10,2
Matosinhos	26 289	21 067	98 226	22 869	13,2
Porto	31 669	27 307	132 209	47 769	18,8
Póvoa do Varzim	12 282	9 149	36 127	7 894	5,1
Valongo	15 737	11 870	53 260	10 407	7,2
Vila do Conde	13 199	10 259	42 827	9 696	6,0
Vila Nova de Gaia	49 911	36 706	173 801	40 450	23,6
Total	204 429	157 589	728 795	181 363	100

Tabela III. 4 – Óbitos e Taxas de Mortalidade (óbitos/100000 habitantes) por faixa etária no distrito de Aveiro e Porto, no ano de 2004 [DGS, 2004].

Distrito	Idades	Indicador de Saúde							
		Todas as causas		Doenças cardiovasculares		Doenças respiratórias		Cancro do Pulmão	
		Taxas	Óbitos	Taxas	Óbitos	Taxas	Óbitos	Taxas	Óbitos
Aveiro	<1	283,7	20	14,2	1	0,0	0	0,0	0
	01-04	22,6	7	0,0	0	0,0	0	0,0	0
	05-14	19,9	16	3,7	3	0,0	0	0,0	0
	15-24	48,0	46	1,0	1	2,1	2	1,0	1
	25-34	77,7	88	3,5	4	1,8	2	0,9	1
	35-44	134,3	153	16,7	19	4,4	5	5,3	6
	45-54	334,2	325	47,3	46	10,3	10	16,5	16
	55-64	649,9	495	105,0	80	24,9	19	43,3	33
	65-74	1843,6	1180	521,8	334	131,2	84	90,6	58
	>75	8272,4	3785	3507,9	1605	1033,8	473	98,4	45
Porto	<1	485,8	94	5,2	1	10,3	2	0,0	0
	01-04	35,1	29	6,1	5	1,2	1	0,0	0
	05-14	13,0	27	1,0	2	0,5	1	0,0	0
	15-24	54,8	131	3,3	8	0,4	1	0,0	0
	25-34	93,1	270	5,5	16	2,8	8	0,3	1
	35-44	185,8	539	25,2	73	7,2	21	5,9	17
	45-54	354,2	879	65,7	163	11,7	29	30,6	76
	55-64	751,1	1394	184,3	342	39,9	74	71,7	133
	65-74	1873,4	2663	536,8	763	157,6	224	154,1	219
	>75	7999,0	7671	3225,2	3093	1006,3	965	172,1	165

ANEXO IV

Movimentos pendulares: Matrizes origem/destino da AML e AMP no ano de 2001

Tabela IV. 1 – Matriz origem/destino dos movimentos casa-trabalho ou casa-escola na AML em 2001[INE, 2003].

Origem \ Destino	Alcochete	Almada	Amadora	Azambuja	Barcelo	Cascais	Lisboa	Loures	Maia	Molta	Montijo	Odivelas	Oeiras	Palmela	Seixal	Sesimbra	Setúbal	Sintra	V. Franca de Xira	AML	Outros	TOTAL
Alcochete	3 101	58	27	0	70	16	977	51	8	51	1 340	9	36	169	17	6	110	41	22	6 109	144	6 253
Almada	53	40 282	689	27	300	387	25 999	647	31	99	196	135	1 383	519	3 089	233	1 276	689	175	76 209	924	77 133
Amadora	14	829	32 237	42	97	1 157	40 858	1 783	161	24	78	1 125	4 061	96	138	40	221	5 192	396	88 549	1 281	89 830
Azambuja	13	23	13	6 193	2	17	944	72	10	0	5	8	32	3	3	3	39	30	493	7 903	1 676	9 579
Barcelo	41	776	242	18	17 246	120	11 031	261	18	1 329	246	39	457	1 320	961	196	1 288	196	87	35 872	553	36 425
Cascais	12	636	914	39	70	49 712	23 099	531	89	9	34	131	6 823	77	96	19	156	3 330	227	86 004	1 052	87 056
Lisboa	54	2 687	4 246	185	284	2 038	224 854	5 660	313	94	195	1 688	6 972	258	527	109	734	4 032	1 418	256 348	3 477	259 825
Loures	41	673	1 263	129	91	597	43 865	45 440	642	28	96	1 960	1 873	116	127	20	200	1 426	2 458	101 045	1 894	102 939
Maia	3	67	212	12	5	215	3 397	1 236	18 420	4	13	245	262	20	9	3	23	1 676	115	25 937	1 472	27 409
Molta	118	643	137	6	4 551	87	7 104	158	18	12 771	795	33	255	1 682	713	143	1 314	176	79	30 783	526	31 309
Montijo	740	193	42	6	255	23	2 388	103	9	296	12 061	13	92	755	81	26	502	47	44	17 676	627	18 303
Odivelas	21	478	1 520	56	49	471	34 191	3 218	225	7	61	26 580	1 495	57	81	26	130	1 750	414	70 830	931	71 761
Oeiras	21	954	2 331	58	86	4 197	35 499	949	100	23	55	282	34 789	116	183	32	247	3 375	341	83 638	1 139	84 777
Palmela	85	366	53	5	720	32	2 528	87	10	456	783	14	106	14 984	395	134	4 313	70	36	25 177	527	25 704
Seixal	64	10 524	529	23	639	364	23 248	543	38	172	262	126	1 183	1 076	33 911	695	1 847	611	184	76 039	996	77 035
Sesimbra	5	772	83	3	294	47	2 800	99	5	65	41	29	161	404	1 042	10 643	792	105	25	17 415	196	17 611
Setúbal	44	781	100	6	440	57	4 308	80	15	223	294	27	193	4 116	657	461	40 427	127	58	52 414	1 102	53 516
Sintra	35	1 249	9 257	72	122	7 102	60 403	2 875	865	42	134	1 505	9 716	172	190	41	402	95 106	760	190 048	2 432	192 480
V. Franca de Xira	23	335	573	534	41	228	18 981	5 334	155	8	61	292	739	95	55	10	172	609	33 376	61 621	3 031	64 652
AML	4 488	62 326	54 468	7 414	25 362	66 867	566 474	69 127	21 132	15 701	16 750	34 241	70 628	26 035	42 275	12 840	54 193	118 588	40 708	1 309 617	23 980	1 333 597
Outros	129	969	743	2 632	244	621	27 534	2 068	1 781	54	820	326	958	602	268	125	1 243	1 564	4 755	47 436		
Total	4 617	63 295	55 211	10 046	25 606	67 488	594 008	71 195	22 913	15 755	17 570	34 567	71 586	26 637	42 543	12 965	55 436	120 152	45 463			

Tabela IV. 2 – Matriz origem/destino dos movimentos casa-trabalho ou casa-escola na AMP em 2001[INE, 2003].

Destino \ Origem	Espinho	Gondomar	Maia	Matosinhos	Porto	Póvoa de Varzim	Valongo	Vila do Conde	Vila Nova de Gaia	AMP	Outros	TOTAL
Espinho	9 390	22	101	111	1 411	3	10	6	1 669	12 723	3 694	16 417
Gondomar	69	39 568	3 741	3 371	26 650	71	2 228	219	3 394	79 311	3 859	83 170
Maia	32	1 013	34 038	6 073	15 209	146	1 673	1 058	1 266	60 508	4 108	64 616
Matosinhos	62	600	6 187	47 856	21 667	201	455	1 062	1 964	80 054	3 429	83 483
Porto	153	1 798	4 399	7 113	96 858	200	717	620	4 267	116 125	6 134	122 259
Póvoa de Varzim	14	21	347	334	1 778	22 649	9	3 269	96	28 517	2 188	30 705
Valongo	27	1 510	4 234	1 767	10 271	40	22 192	181	871	41 093	3 339	44 432
Vila do Conde	9	44	1 875	1 297	2 784	2 971	79	24 778	221	34 058	2 290	36 348
Vila Nova de Gaia	2 012	937	2 789	3 913	30 506	104	357	265	96 954	137 837	8 178	146 015
AMP	11 768	45 513	57 711	71 835	207 134	26 385	27 720	31 458	110 702	590 226	37 219	627 445
Outros	2 548	1 454	5 840	2 860	35 443	2 169	3 788	1 857	6 430	62 389		
Total	14 316	46 967	63 551	74 695	242 577	28 554	31 508	33 315	117 132			

ANEXO V

Resultados obtidos detalhados por indicador de saúde da avaliação do risco associado à exposição a curto prazo, curto prazo cumulativo e longo prazo a PM₁₀ e PM_{2,5}

- **PM₁₀: Avaliação do risco associado à exposição a curto prazo, curto prazo cumulativo**

- **Mortalidade por todas as causas internas (CID 10: A00-R99)**

Tabela V. 1 – Risco associado à exposição a curto prazo (1, 2 dias e até 40 dias) a PM₁₀ na AML para o indicador mortalidade por todas as causas internas (CID 10: A00-R99), em número de casos atribuíveis, no ano de 2004.

Valores referência de redução	AML		
	Número de casos atribuíveis/ 100 000 habitantes (NA)	Intervalo de confiança 95%	
		Limite inferior	Limite superior
Curto Prazo (1, 2 dias)			
Benefício para a saúde humana em reduzir das concentrações médias diárias para a concentração de “base” de 10 µg.m ⁻³	15,02 ^(a)	9,98	20,10
	11,69 ^(b)	7,77	15,62
	16,65 ^(c)	11,06	22,28
Benefício para a saúde humana em reduzir as concentrações médias diárias para a concentração de 50 µg.m ⁻³ (valor-limite diário (2005 e 2010))	2,17 ^(a)	1,45	2,91
	1,30 ^(b)	0,86	1,74
	2,69 ^(c)	1,79	3,60
Curto Prazo Cumulativo (40 dias)			
Benefício para a saúde humana em reduzir das concentrações médias diárias para a concentração de “base” de 10 µg.m ⁻³	30,49 ^(a)	10,99	41,03
	23,78 ^(b)	15,61	31,96
	33,77 ^(c)	22,13	45,46
Benefício para a saúde humana em reduzir as concentrações médias diárias para a concentração de 50 µg.m ⁻³ (valor-limite diário (2005 e 2010))	4,50 ^(a)	2,96	6,05
	2,71 ^(b)	1,78	3,64
	5,58 ^(c)	3,66	7,51

(a) Considerando a série temporal de todas as estações de monitorização

(b) Considerando a série temporal de estações de tipo fundo

(c) Considerando a série temporal de estações de tipo tráfego

Tabela V. 2 – Risco associado à exposição a curto prazo (1, 2 dias e até 40 dias) a PM₁₀ na AMP para o indicador mortalidade por todas as causas internas (CID 10: A00-R99), em número de casos atribuíveis, no ano de 2004.

Valores referência de redução	AMP		
	Número de casos atribuíveis/100 000 habitantes (NA)	Intervalo de confiança 95%	
		Limite inferior	Limite superior
Curto Prazo (1, 2 dias)			
Benefício para a saúde humana em reduzir das concentrações médias diárias para a concentração de “base” de 10 µg.m ⁻³	13,30 ^(a)	8,83	17,79
	11,47 ^(b)	7,62	15,34
	14,60 ^(c)	9,70	19,54
Benefício para a saúde humana em reduzir as concentrações médias diárias para a concentração de 50 µg.m ⁻³ (valor-limite diário (2005 e 2010))	2,16 ^(a)	1,43	2,88
	1,81 ^(b)	1,20	2,42
	2,67 ^(c)	1,78	3,57
Curto Prazo Cumulativo (40 dias)			
Benefício para a saúde humana em reduzir das concentrações médias diárias para a concentração de “base” de 10 µg.m ⁻³	26,97 ^(a)	17,67	36,30
	23,31 ^(b)	15,28	31,38
	29,57 ^(c)	19,37	38,84
Benefício para a saúde humana em reduzir as concentrações médias diárias para a concentração de 50 µg.m ⁻³ (valor-limite diário (2005 e 2010))	4,48 ^(a)	2,94	6,02
	3,76 ^(b)	2,47	5,05
	5,52 ^(c)	3,63	7,42

(a) Considerando a série temporal de todas as estações de monitorização

(b) Considerando a série temporal de estações de tipo fundo

(c) Considerando a série temporal de estações de tipo tráfego

● Mortalidade cardiovascular (CID 10: I00-I99)

Tabela V. 3 – Risco associado à exposição a curto prazo (1, 2 dias e até 40 dias) a PM₁₀ na AML para o indicador mortalidade cardiovascular (CID 10: I00-I99), em número de casos atribuíveis, no ano de 2004.

Valores referência de redução	AML		
	Número de casos atribuíveis/ 100 000 habitantes (NA)	Intervalo de confiança 95%	
		Limite inferior	Limite superior
Curto Prazo (1, 2 dias)			
Benefício para a saúde humana em reduzir das concentrações médias diárias para a concentração de “base” de 10 µg.m ⁻³	9,38 ^(a)	5,18	13,63
	7,30 ^(b)	4,03	10,60
	10,39 ^(c)	5,75	15,11
Benefício para a saúde humana em reduzir as concentrações médias diárias para a concentração de 50 µg.m ⁻³ (valor-limite diário (2005 e 2010))	1,36 ^(a)	0,75	1,98
	0,82 ^(b)	0,45	1,19
	1,70 ^(c)	0,37	0,96
Curto Prazo Cumulativo (40 dias)			
Benefício para a saúde humana em reduzir das concentrações médias diárias para a concentração de “base” de 10 µg.m ⁻³	20,26 ^(a)	14,17	26,49
	15,84 ^(b)	11,09	20,68
	22,41 ^(c)	15,65	29,32
Benefício para a saúde humana em reduzir as concentrações médias diárias para a concentração de 50 µg.m ⁻³ (valor-limite diário (2005 e 2010))	3,06 ^(a)	2,14	4,00
	1,85 ^(b)	1,30	2,42
	3,81 ^(c)	2,66	4,98

(a) Considerando a série temporal de todas as estações de monitorização

(b) Considerando a série temporal de estações de tipo fundo

(c) Considerando a série temporal de estações de tipo tráfego

Tabela V. 4 – Risco associado à exposição a curto prazo (1, 2 dias e até 40 dias) a PM₁₀ na AMP para o indicador mortalidade cardiovascular (CID 10: I00-I99), em número de casos atribuíveis, no ano de 2004.

Valores referência de redução	AMP		
	Número de casos atribuíveis/ 100 000 habitantes (NA)	Intervalo de confiança 95%	
		Limite inferior	Limite superior
Curto Prazo (1, 2 dias)			
Benefício para a saúde humana em reduzir das concentrações médias diárias para a concentração de “fundo”de 10 µg.m ⁻³	6,80 ^(a)	3,75	9,89
	5,87 ^(b)	3,24	8,54
	7,46 ^(c)	4,12	10,86
Benefício para a saúde humana em reduzir as concentrações médias diárias para a concentração de 50 µg.m ⁻³ (valor-limite diário (2005 e 2010))	1,12 ^(a)	0,62	1,63
	0,94 ^(b)	0,52	1,36
	1,38 ^(c)	0,76	2,00
Curto Prazo Cumulativo (40 dias)			
Benefício para a saúde humana em reduzir das concentrações médias diárias para a concentração de “base”de 10 µg.m ⁻³	14,68 ^(a)	10,26	19,20
	12,72 ^(b)	8,89	16,64
	16,07 ^(c)	11,23	21,05
Benefício para a saúde humana em reduzir as concentrações médias diárias para a concentração de 50 µg.m ⁻³ (valor-limite diário (2005 e 2010))	2,51 ^(a)	1,76	3,28
	2,11 ^(b)	1,48	2,75
	3,08 ^(c)	2,16	4,01

(a) Considerando a série temporal de todas as estações de monitorização

(b) Considerando a série temporal de estações de tipo fundo

(c) Considerando a série temporal de estações de tipo tráfego

● Mortalidade respiratória (CID 10: J00-J99)

Tabela V. 5 – Risco associado à exposição a curto prazo (1, 2 dias e até 40 dias) a PM₁₀ na AML para o indicador mortalidade respiratória (CID 10: J00-J99), em número de casos atribuíveis, no ano de 2004.

Valores referência de redução	AML		
	Número de casos atribuíveis/ 100 000 habitantes (NA)	Intervalo de confiança 95%	
		Limite inferior	Limite superior
Curto Prazo (1, 2 dias)			
Benefício para a saúde humana em reduzir das concentrações médias diárias para a concentração de “base”de 10 µg.m ³	2,65 ^(a)	1,01	4,34
	2,07 ^(b)	0,79	3,37
	2,93 ^(c)	1,11	4,81
Benefício para a saúde humana em reduzir as concentrações médias diárias para a concentração de 50 µg.m ³ (valor-limite diário (2005 e 2010))	0,39 ^(a)	0,15	0,64
	0,24 ^(b)	0,09	0,38
	0,49 ^(c)	0,18	0,80
Curto Prazo Cumulativo (40 dias)			
Benefício para a saúde humana em reduzir das concentrações médias diárias para a concentração de “base”de 10 µg.m ³	8,30 ^(a)	2,04	15,48
	6,64 ^(b)	1,62	12,09
	9,15 ^(c)	2,24	17,15
Benefício para a saúde humana em reduzir as concentrações médias diárias para a concentração de 50 µg.m ³ (valor-limite diário (2005 e 2010))	1,36 ^(a)	0,34	2,52
	0,83 ^(b)	0,21	1,54
	1,69 ^(c)	0,42	0,93

(a) Considerando a série temporal de todas as estações de monitorização

(b) Considerando a série temporal de estações de tipo fundo

(c) Considerando a série temporal de estações de tipo tráfego

Tabela V. 6 – Risco associado à exposição a curto prazo (1, 2 dias e até 40 dias) a PM₁₀ na AMP para o indicador mortalidade respiratória (CID 10: J00- J99), em número de casos atribuíveis, no ano de 2004.

Valores referência de redução	AMP		
	Número de casos atribuíveis/ 100 000 habitantes (NA)	Intervalo de confiança 95%	
		Limite inferior	Limite superior
Curto Prazo (1, 2 dias)			
Benefício para a saúde humana em reduzir das concentrações médias diárias para a concentração de "base"de 10 µg.m ⁻³	2,98 ^(a)	1,13	4,88
	2,51 ^(b)	0,95	4,11
	3,18 ^(c)	1,21	5,22
Benefício para a saúde humana em reduzir as concentrações médias diárias para a concentração de 50 µg.m ⁻³ (valor-limite diário (2005 e 2010))	0,50 ^(a)	0,19	0,81
	0,41 ^(b)	0,15	0,66
	0,60 ^(c)	0,23	0,97
Curto Prazo Cumulativo (40 dias)			
Benefício para a saúde humana em reduzir das concentrações médias diárias para a concentração de "base"de 10 µg.m ⁻³	9,05 ^(a)	2,22	16,93
	7,91 ^(b)	1,94	14,76
	9,88 ^(c)	2,41	18,56
Benefício para a saúde humana em reduzir as concentrações médias diárias para a concentração de 50 µg.m ⁻³ (valor-limite diário (2005 e 2010))	1,67 ^(a)	0,42	3,06
	1,41 ^(b)	0,35	2,59
	2,03 ^(c)	0,51	3,72

(a) Considerando a série temporal de todas as estações de monitorização

(b) Considerando a série temporal de estações de tipo fundo

(c) Considerando a série temporal de estações de tipo tráfego

PM₁₀: Avaliação do risco associado à exposição a a longo prazo

Tabela V. 7– Risco associado à exposição a longo prazo a PM₁₀ na AML para o indicador mortalidade por todas as causas internas (CID 10: A00-R99), em número de casos atribuíveis e risco relativo, no ano de 2004.

Valores referência de redução	AML					
	Número de casos atribuíveis/ 100 000 habitantes (NA)	Intervalo de confiança 95%		Risco Relativo (RR)	Intervalo de confiança 95%	
		Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Longo prazo (1 ano)						
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de “base”de 10 µg.m ⁻³	100,02 ^(a)	59,55	144,20	1,127	1,076	1,183
	78,67 ^(b)	47,09	112,78	1,097	1,058	1,139
	110,43 ^(c)	65,57	159,67	1,142	1,084	1,205
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de 40 µg.m ⁻³ (valor-limite anual 2005)	0 ^(a)	0	0	0,993	0,996	0,990
	0 ^(b)	0	0	0,967	0,980	0,954
	5,72 ^(c)	3,48	8,05	1,007	1,004	1,009
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de 20 µg.m ⁻³ (valor-limite anual 2010)	66,12 ^(a)	39,70	94,49	1,080	1,048	1,115
	43,86 ^(b)	26,47	62,32	1,052	1,031	1,074
	76,98 ^(c)	46,10	110,32	1,094	1,056	1,1360

(a) Considerando a série temporal de todas as estações de monitorização

(b) Considerando a série temporal de estações de tipo fundo

(c) Considerando a série temporal de estações de tipo tráfego

Tabela V. 8 – Risco associado à exposição a longo prazo a PM₁₀ na AMP para o indicador mortalidade por todas as causas internas (CID 10: A00-R99), em número de casos atribuíveis e risco relativo, no ano de 2004.

Valores referência de redução	AMP					
	Número de casos atribuíveis/ 100 000 habitantes (NA)	Intervalo de confiança 95%		Risco Relativo (RR)	Intervalo de confiança 95%	
		Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Longo prazo (1 ano)						
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de “base” de 10 µg.m ⁻³	88,20 ^(a)	52,40	127,45	1,139	1,082	1,200
	76,60 ^(b)	45,68	110,27	1,118	1,071	1,170
	96,29 ^(c)	57,06	139,52	1,153	1,091	1,222
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de 40 µg.m ⁻³ (valor-limite anual 2005)	2,56 ^(a)	1,56	3,61	1,004	1,002	1,005
	0 ^(b)	0	0	0,986	0,991	0,979
	11,74 ^(c)	7,14	16,57	1,016	1,010	1,023
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de 20 µg.m ⁻³ (valor-limite anual 2010)	60,85 ^(a)	35,46	87,15	1,092	1,055	1,131
	48,75 ^(b)	29,32	69,56	1,072	1,043	1,103
	69,29 ^(c)	41,41	99,50	1,021	1,013	1,030

(a) Considerando a série temporal de todas as estações de monitorização

(b) Considerando a série temporal de estações de tipo fundo

(c) Considerando a série temporal de estações de tipo tráfego

PM_{2,5}: Avaliação do risco associado à exposição a a longo prazo

Mortalidade por todas as causas (CID 10: A00-Y98)

Tabela V. 9 – Risco associado à exposição a longo prazo a PM_{2,5} na AML para o indicador mortalidade por todas as causas (CID 10: A00-Y98), em número de casos atribuíveis e risco relativo, no ano de 2004.

Valores referência de redução	AML					
	Número de casos atribuíveis/ 100 000 habitantes (NA)	Intervalo de confiança 95%		Risco Relativo (RR)	Intervalo de confiança 95%	
		Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Longo prazo (1 ano)						
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de “base” de 7,5 µg.m ⁻³	61,81 ^(a)	20,53	113,82	1,071	1,024	1,131
	41,74 ^(b)	13,87	76,15	1,047	1,016	1,086
	78,64 ^(c)	25,95	145,97	1,093	1,031	1,172
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de 15 µg.m ⁻³	23,13 ^(a)	7,79	41,84	1,026	1,009	1,046
	2,16 ^(b)	0,73	3,87	1,002	1,001	1,004
	40,71 ^(c)	13,63	74,23	1,046	1,015	1,171
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de 20 µg.m ⁻³	0 ^(a)	0	0	0,996	0,999	0,993
	0 ^(b)	0	0	0,974	0,991	0,953
	14,48 ^(c)	4,90	26,10	1,016	1,005	1,029

(a) Considerando a série temporal de todas as estações de monitorização

(b) Considerando a série temporal de estações de tipo fundo

(c) Considerando a série temporal de estações de tipo tráfego

Tabela V. 10 – Risco associado à exposição a longo prazo a PM_{2,5} na AMP para o indicador mortalidade por todas as causas (CID 10: A00-Y98), em número de casos atribuíveis e risco relativo, no ano de 2004.

Valores referência de redução	AMP					
	Número de casos atribuíveis/ 100 000 habitantes (NA)	Intervalo de confiança 95%		Risco Relativo (RR)	Intervalo de confiança 95%	
		Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Longo prazo (1 ano)						
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de “base” de 7,5 µg.m ⁻³	79,71	26,11	149,32	1,117	1,038	1,219
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de 15 µg.m ⁻³	49,30	16,38	90,70	1,069	1,023	1,128
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de 20 µg.m ⁻³	28,27	9,49	51,40	1,039	1,013	1,070

Tabela V. 11 – Risco associado à exposição a longo prazo a PM_{2,5} na AML para o indicador mortalidade por todas as causas (CID 10: A00-Y98), em YoLL e YoLL/100 000 habitantes, para idades superiores a 30 anos, no ano de 2004.

Valores referência de redução	AML					
	Anos de Vida Perdidos por 100 000 habitantes (YoLL)	YoLL		Anos de Vida Perdidos (YoLL)	YoLL	
		Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Longo prazo (1 ano)						
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de “base” de 7,5 µg.m ⁻³	29,26 ^(a)	7,87	49,59	817,72	220,05	1385,85
	19,81 ^(b)	5,29	33,85	553,64	147,76	945,99
	37,32 ^(c)	10,12	62,81	1043,10	282,73	1755,38
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de 15 µg.m ⁻³	10,90 ^(a)	2,89	18,76	58,26	15,44	100,28
	1,03 ^(b)	0,27	1,78	28,65	7,52	49,74
	19,32 ^(c)	5,15	33,02	539,94	144,04	922,96

(a) Considerando a série temporal de todas as estações de monitorização

(b) Considerando a série temporal de estações de tipo fundo

(c) Considerando a série temporal de estações de tipo tráfego

Tabela V. 12 – Risco associado à exposição a longo prazo a PM_{2,5} na AMP para o indicador mortalidade por todas as causas (CID 10: A00-Y98), em YoLL e YoLL/100 000 habitantes, para idades superiores a 30 anos, no ano de 2004.

Valores referência de redução	AMP					
	Anos de Vida Perdidos por 100 000 habitantes (YoLL)	YoLL		Anos de Vida Perdidos (YoLL)	YoLL	
		Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Longo prazo (1 ano)						
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de “base” de 7,5 µg.m ⁻³	40,80	11,15	68,13	521,19	142,40	870,24
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de 15 µg.m ⁻³	25,23	6,79	42,79	322,32	86,68	546,59

Tabela V. 13 – Esperança de vida e seu possível aumento associado à redução da concentração média anual de PM_{2,5} na AML para o indicador mortalidade por todas as causas (CID 10: A00-Y98), no ano de 2004.

Valores referência de redução	AML				
	Idade (anos)	Esperança de vida	Ganho na esperança de vida		
			Médio	Limite inferior	Limite superior
Longo prazo (1 ano)					
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de “base”de 7,5 µg.m ⁻³	Nascimento	77,64	0,91 ^(a)	0,24	1,57
			0,61 ^(b)	0,16	1,06
			1,17 ^(c)	0,31	2,02
	30	49,27	0,94 ^(a)	0,25	1,62
			0,63 ^(b)	0,17	1,09
			1,20 ^(c)	0,32	2,08
	65	18,23	0,75 ^(a)	0,20	1,30
			0,51 ^(b)	0,13	0,88
			0,97 ^(c)	0,26	1,68
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de 15 µg.m ⁻³	Nascimento	77,64	0,33 ^(a)	0,09	0,58
			0,03 ^(b)	0,01	0,05
			0,60 ^(c)	0,16	1,03
	30	49,27	0,34 ^(a)	0,09	0,59
			0,03 ^(b)	0,01	0,06
			0,59 ^(c)	0,15	1,02
	65	18,23	0,28 ^(a)	0,07	0,48
			0,03 ^(b)	0,01	0,04
			0,49 ^(c)	0,11	0,72

(a) Considerando a série temporal de todas as estações de monitorização

(b) Considerando a série temporal de estações de tipo fundo

(c) Considerando a série temporal de estações de tipo tráfego

Tabela V. 14 – Esperança de vida e seu possível aumento associado à redução da concentração média anual de PM_{2,5} na AMP para o indicador mortalidade por todas as causas (CID 10: A00-Y98), no ano de 2004.

Valores referência de redução	AMP				
	Idade (anos)	Esperança de vida	Ganho na esperança de vida		
			Médio	Limite inferior	Limite superior
Longo prazo (1 ano)					
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de “base”de 7,5 µg.m ⁻³	Nascimento	77,95	1,44	0,38	2,47
	30	49,57	1,48	0,39	2,54
	65	18,21	1,21	0,32	2,09
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de 15 µg.m ⁻³	Nascimento	77,95	0,87	0,23	1,51
	30	49,57	0,90	0,24	1,55
	65	18,21	0,74	0,19	1,27

● **Mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34)**

Tabela V. 15 – Risco associado à exposição a longo prazo a PM_{2,5} na AML para o indicador mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34), em número de casos atribuíveis e risco relativo, no ano de 2004.

Valores referência de redução	AML					
	Número de casos atribuíveis/ 100 000 habitantes (NA)	Intervalo de confiança 95%		Risco Relativo (RR)	Intervalo de confiança 95%	
		Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Longo prazo (1 ano)						
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de “base” de 7,5 µg.m ⁻³	4,83 ^(a)	1,37	7,99	1,168	1,048	1,276
	3,30 ^(b)	0,95	5,38	1,109	1,031	1,178
	6,07 ^(c)	1,69	10,18	1,220	1,061	1,370
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de 15 µg.m ⁻³	1,85 ^(a)	0,54	2,98	1,058	1,017	1,094
	0,18 ^(b)	0,05	0,29	1,005	1,002	1,008
	3,22 ^(c)	0,93	5,25	1,106	1,031	1,173
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de 20 µg.m ⁻³	0 ^(a)	0	0	0,991	0,997	0,986
	0 ^(b)	0	0	0,942	0,982	0,909
	1,17 ^(c)	0,35	1,86	1,036	1,011	1,057

(a) Considerando a série temporal de todas as estações de monitorização

(b) Considerando a série temporal de estações de tipo fundo

(c) Considerando a série temporal de estações de tipo tráfego

Tabela V. 16 – Risco associado à exposição a longo prazo a PM_{2,5} na AMP para o indicador mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34), em número de casos atribuíveis e risco relativo, no ano de 2004.

Valores referência de redução	AMP					
	Número de casos atribuíveis/ 100 000 habitantes (NA)	Intervalo de confiança 95%		Risco Relativo (RR)	Intervalo de confiança 95%	
		Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Longo prazo (1 ano)						
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de “base”de 7,5 µg.m ⁻³	7,47	2,04	12,74	1,283	1,077	1,482
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de 15 µg.m ⁻³	4,74	1,35	7,84	1,163	1,046	1,269
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de 20 µg.m ⁻³	2,77	0,80	4,48	1,089	1,026	1,144

Tabela V. 17– Risco associado à exposição a longo prazo a PM_{2,5} na AML para o indicador mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34), em YoLL e YoLL/100 000 habitantes, para idades superiores a 30 anos, no ano de 2004.

Valores referência de redução	AML					
	Anos de Vida Perdidos por 100 000 habitantes (YoLL)	YoLL		Anos de Vida Perdidos (YoLL)	YoLL	
		Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Longo prazo (1 ano)						
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de “base”de 7,5 µg.m ⁻³	2,15 ^(a)	0,77	3,39	59,97	21,47	94,86
	1,47 ^(b)	0,52	2,36	41,13	14,50	66,07
	2,71 ^(c)	0,98	4,23	75,66	27,46	118,11
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de 15 µg.m ⁻³	0,82 ^(a)	0,26	1,34	22,90	7,95	37,32
	0,08 ^(b)	0,03	0,13	2,18	0,75	3,62
	1,44 ^(c)	0,51	2,31	40,14	14,14	64,53

(a) Considerando a série temporal de todas as estações de monitorização

(b) Considerando a série temporal de estações de tipo fundo

(c) Considerando a série temporal de estações de tipo tráfego

Tabela V. 18 – Risco associado à exposição a longo prazo a PM_{2,5} na AMP para o indicador mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34), em YoLL e YoLL/100 000 habitantes, para idades superiores a 30 anos, no ano de 2004.

Valores referência de redução	AMP					
	Anos de Vida Perdidos por 100 000 habitantes (YoLL)	YoLL		Anos de Vida Perdidos (YoLL)	YoLL	
		Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Longo prazo (1 ano)						
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de "base"de 7,5 µg.m ⁻³	3,58	1,32	5,52	45,78	16,87	70,45
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de 15 µg.m ⁻³	2,27	0,81	3,60	29,01	10,37	45,94

Tabela V. 19 – Esperança de vida e seu possível aumento associado à redução da concentração média anual de PM_{2,5} na AML para o indicador mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34), no ano de 2004.

Valores referência de redução	AML				
	Idade (anos)	Esperança de vida	Ganho na esperança de vida		
			Médio	Limite inferior	Limite superior
Longo prazo (1 ano)					
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de “base” de 7,5 µg.m ⁻³	Nascimento	77,64	0,07 ^(a)	0,03	0,11
			0,05 ^(b)	0,02	0,08
			0,09 ^(c)	0,03	0,14
	30	49,27	0,07 ^(a)	0,03	0,12
			0,05 ^(b)	0,02	0,08
			0,09 ^(c)	0,03	0,14
	65	18,23	0,04 ^(a)	0,02	0,07
			0,03 ^(b)	0,01	0,05
			0,06 ^(c)	0,02	0,09
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de 15 µg.m ⁻³	Nascimento	77,64	0,03 ^(a)	0,01	0,04
			0 ^(b)	0	0
			0,05 ^(c)	0,02	0,08
	30	49,27	0,03 ^(a)	0,01	0,05
			0 ^(b)	0	0
			0,05 ^(c)	0,02	0,08
	65	18,23	0,02 ^(a)	0,01	0,03
			0 ^(b)	0	0
			0,03 ^(c)	0,01	0,05

- (a) Considerando a série temporal de todas as estações de monitorização
 (b) Considerando a série temporal de estações de tipo fundo
 (c) Considerando a série temporal de estações de tipo tráfego

Tabela V. 20 – Esperança de vida e seu possível aumento associado à redução da concentração média anual de PM_{2,5} na AMP para o indicador mortalidade por cancro do pulmão (CID 10: C33-C34), no ano de 2004.

Valores referência de redução	AMP				
	Idade (anos)	Esperança de vida	Ganho na esperança de vida		
			Médio	Limite inferior	Limite superior
Longo prazo (1 ano)					
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de "base" de 7,5 µg.m ⁻³	Nascimento	77,95	0,13	0,05	0,20
	30	49,57	0,13	0,05	0,20
	65	18,21	0,09	0,03	0,13
Benefício para a saúde humana em reduzir a concentração média anual para a concentração de 15 µg.m ⁻³	Nascimento	77,95	0,08	0,03	0,13
	30	49,57	0,08	0,03	0,13
	65	18,21	0,05	0,02	0,09